

Agronomie  
Gembloux



# Anthropisation des paysages katangais



Jan Bogaert, Gilles Colinet et Grégory Mahy



Presses Universitaires de Liège

Agronomie  
Gembloux



# Anthropisation des paysages katangais



Presses Universitaires de Liège



# Anthropisation des paysages katangais

Jan Bogaert  
Gilles Colinet  
Grégory Mahy  
Éditeurs scientifiques

© crédit photos couverture et sections S. Boisson



<http://hdl.handle.net/2268/223011>

(La version numérique contient certaines figures et photos en couleur)

**2018, LES PRESSES AGRONOMIQUES DE GEMBLOUX, A.S.B.L.**

Passage des Déportés 2 — B-5030 Gembloux (Belgique)

Tél. : +32 (0) 81 62 22 42

E-mail : [pressesagro.gembloux@uliege.be](mailto:pressesagro.gembloux@uliege.be) URL : [www.pressesagro.be](http://www.pressesagro.be)

D/2018/1665/147

ISBN 978-2-87016-147-0

*Cette œuvre est sous licence Creative Commons. Vous êtes libre de reproduire, de modifier, de distribuer et de communiquer cette création au public selon les conditions suivantes :*

- *paternité (BY) : vous devez citer le nom de l'auteur original de la manière indiquée par l'auteur de l'œuvre ou le titulaire des droits qui vous confère cette autorisation (mais pas d'une manière qui suggérerait qu'ils vous soutiennent ou approuvent votre utilisation de l'œuvre) ;*
- *pas d'utilisation commerciale (NC) : vous n'avez pas le droit d'utiliser cette création à des fins commerciales ;*
- *partage des conditions initiales à l'identique (SA) : si vous modifiez, transformez ou adaptez cette création, vous n'avez le droit de distribuer la création qui en résulte que sous un contrat identique à celui-ci.*

*À chaque réutilisation ou distribution de cette création, vous devez faire apparaître clairement au public les conditions contractuelles de sa mise à disposition. Chacune de ces conditions peut être levée si vous obtenez l'autorisation du titulaire des droits sur cette œuvre. Rien dans ce contrat ne diminue ou ne restreint le droit moral de l'auteur.*

<http://creativecommons.org/licences/by-nc-sa/4.0/deed.fr>

Publié avec l'aide du Service public de Wallonie  
(Aides à la promotion de l'emploi)

# Avant-propos

Chère lectrice, cher lecteur,

Depuis longtemps, l'Université de Lubumbashi (UNILU) a fait de la coopération Nord-Sud un de ses principaux chevaux de bataille afin de renforcer ses missions en tant qu'acteur du développement : l'organisation de formations de pointe qui répondent aux demandes de la société, la mise en place de projets de recherche proposant des solutions aux défis sociétaux et la mise à disposition d'une expertise académique de haut niveau.

Ce livre présente une collection de travaux scientifiques issus de projets mis en œuvre entre des universités belges et l'UNILU à propos des écosystèmes katangais et leur anthropisation. Les transformations de ces écosystèmes sous l'influence des activités anthropiques nous interpellent par leur caractère parfois irréversible et leur présence éminente dans les paysages sous la forme de différents types de dégradations comme la déforestation, la pollution des sols ou encore l'érosion de la biodiversité.

Les recherches exposées ici matérialisent le partenariat existant depuis longtemps entre l'UNILU et des institutions universitaires belges. Cette coopération Nord-Sud constitue une activité clef des académiques et scientifiques tant au Nord qu'au Sud. Il s'agit d'une vraie relation « gagnant-gagnant », d'un partage qui concrétise et valorise les synergies potentielles entre nos institutions grâce aux échanges d'expertise, de ressources, de valeurs. Ces collaborations de longue date ne témoignent pas uniquement de la qualité scientifique des professeurs impliqués, mais également de leurs qualités humaines, les échanges interpersonnels appuyant nécessairement les activités scientifiques à travers des relations de confiance et d'amitié.

Les recherches présentées contribueront à notre compréhension de la complexité des écosystèmes lushois et des conséquences de leur perturbation. Ils nous feront prendre conscience de la raison pour laquelle il est capital de conserver ces ressources et de les gérer durablement, au vu des services qu'elles représentent pour la société katangaise. Notre université doit jouer un rôle prééminent dans cette gestion. Par conséquent, il importe de valoriser les conclusions des différents travaux sous la forme d'un plan de développement territorial et économique, dans lequel les demandes de la société en termes de production alimentaire, de disponibilité énergétique et d'infrastructure sont rencontrées via une utilisation raisonnée des ressources naturelles et en respectant l'héritage unique lushois.

Je me réjouis de constater que beaucoup de jeunes scientifiques et académiques ont contribué à cette œuvre. Ils représentent l'avenir de notre université et, par extension, de notre société. Ce sont eux qui définiront les contours de la société dans laquelle de nouvelles générations de jeunes Katangais vont se former, se développer, se manifester. Ainsi, nous espérons que ce livre, qui contribuera significativement au rayonnement international de notre université, puisse inspirer d'autres scientifiques à partager les résultats de leurs recherches avec le monde scientifique et la société civile.

Professeur Gilbert Kishiba Fitula  
Recteur de l'Université de Lubumbashi

# Remerciements

Les éditeurs scientifiques tiennent à remercier les bailleurs de fonds des recherches exposées dans ce livre.

L'Université de Lubumbashi (UNILU) a facilité les missions au Katanga et les sorties sur le terrain pour la collecte des données.

Les éditeurs scientifiques remercient le Recteur de l'UNILU, le Professeur Gilbert Kishiba Fitula, d'avoir accepté de rédiger l'avant-propos du livre.

Les éditeurs remercient également tous les auteurs pour leurs contributions scientifiques et reconnaissent l'appui qu'ils ont reçu de la part de leurs institutions respectives d'enseignement supérieur et de la recherche en Belgique, en France ou en République Démocratique du Congo.

Les éditeurs scientifiques expriment enfin leur reconnaissance aux collaboratrices des Presses agronomiques de Gembloux pour leur implication dans la finalisation de l'ouvrage, Mmes Eléonore Beckers, Claire Parmentier, Carla Pesenti et Dominique Verniers.

Que ceux qui ne se retrouvent pas sur cette page mais qui ont contribué aux activités de recherches publiées dans cet ouvrage, ou qui ont mis à la disposition un appui financier, sachent que leurs contributions ont également été indispensables et par conséquent fortement appréciées.

Jan Bogaert  
Gilles Colinet  
Grégory Mahy



## Biographies des éditeurs scientifiques



**JAN BOGAERT** (Beveren, Belgique, 1970) est professeur ordinaire à l'Université de Liège (Gembloux Agro-Bio Tech). Après avoir obtenu une licence de biologie à l'Université d'Anvers (1992) et un master de bioingénieur à l'Université de Gand (1996), il entame une thèse de doctorat en écologie du paysage (1996-2000) à l'Université d'Anvers sous la direction de feu le Professeur Ivan Impens (1935-2014), spécialiste en écologie terrestre.

Ensuite, il effectue des recherches postdoctorales à la *Boston University* (en 2001) et à l'Université d'Anvers (en 2002-2003), avant d'être recruté à l'Université Libre de Bruxelles (2003) pour la chaire d'écologie du paysage. En 2011, il rejoint l'unité Biodiversité et Paysage de Gembloux Agro-Bio Tech. Les enseignements et recherches qui y sont menées par Jan Bogaert concernent principalement l'écologie du paysage, l'écologie urbaine et l'analyse quantitative des paysages; l'anthropisation des paysages et la périurbanisation constituent des orientations plus récentes de ses travaux, ainsi que la «chorologie», une nouvelle discipline orientée vers l'étude des espaces géographiques en considérant leur disponibilité de plus en plus limitée suite à des pratiques – écologiques, socio-économiques, etc. – non durables. Jan Bogaert a (co)encadré une trentaine de thèses de doctorat, dont la majeure partie en Afrique subsaharienne et/ou soutenue par des chercheurs du Sud. Il participe aux programmes de coopération universitaire en République Démocratique du Congo, au Bénin, au Burundi, au Niger, en Éthiopie et à Madagascar depuis 2004, comme partenaire ou coordinateur. Il est également titulaire d'une chaire internationale à l'ERAIFT (UNESCO, Kinshasa, République Démocratique du Congo) et il est membre du conseil d'administration de cette même institution. Jan Bogaert est actuellement le président du Centre pour le Partenariat et la Coopération au Développement (PACODEL) de l'Université de Liège. Il est l'éditeur responsable de la revue scientifique *Tropicultura*. Il est président de l'asbl qui gère la Maison Internationale de Gembloux. Il a récemment publié les ouvrages «Les vers à soie malgaches – Enjeux écologiques et économiques» (avec François Verheggen et Éric Haubruge; Presses agronomiques de Gembloux, 2013), «Biocultural landscapes – Diversity, functions and values» (avec Sun-Kee Hong et Qingwen Min; Springer, 2014) et «Territoires périurbains – Développement, enjeux et perspectives dans les pays du Sud» (avec Jean-Marie Halleux; Presses agronomiques de Gembloux, 2015). Jan Bogaert a été admis en 2013 à l'Académie Royale des Sciences d'Outre-Mer.



**GILLES COLINET** (Nivelles, Belgique, 1967) est chef de travaux et chargé de cours à l'Université de Liège (Gembloux Agro-Bio Tech). Diplômé en 1991 Ingénieur agronome, orientation sciences du sol, il démarre sa carrière active par deux ans de coopération au Mali, quelques mois de recherche à l'Université de Liège sur la modélisation du cycle du carbone et deux ans d'assistance technique sur les bases de données et les Systèmes d'Information Géographique à la Direction Générale de l'Agriculture de la Commission européenne. Il revient ensuite en 1997 à Gembloux Agro-Bio Tech pour réaliser une thèse de doctorat en pédologie environnementale en tant qu'assistant à l'Unité de Géopédologie sous la direction du Professeur Laurent Bock. La

thèse intitulée «Éléments traces métalliques dans les sols. Contribution à la connaissance des déterminants de leur distribution spatiale en Région Limoneuse Belge» est défendue en 2003. Des fonds naturels, ses recherches se sont orientées progressivement vers les relations eau-sols-plantes et la cartographie dans des environnements contaminés, dont les sites calaminaires en Belgique et les écosystèmes cuprifères au Katanga. En parallèle, Gilles Colinet a développé des recherches sur : i) les risques liés aux contaminations par les éléments traces dans les potagers urbains et à leur gestion, la valorisation des friches industrielles et la remédiation des sols, ii) le suivi de la qualité des sols en milieux agricoles et forestiers et en relation avec la qualité des hydrosystèmes (nitrate, phosphore, pesticides, etc.) et, iii) l'intégration de la carte numérique des sols et des données d'analyse ponctuelles pour la réalisation de systèmes spatialisés de référence sur les sols en Wallonie. Gilles Colinet enseigne ou a enseigné à l'Université de Liège diverses matières de pédologie appliquée en années de master bioingénieur, en sciences géologiques et en géographie, ainsi que dans des certificats ciblés sur les pays en développement. Il est également depuis 2015 coordinateur d'un certificat de formation continue en gestion des sols pollués. Gilles Colinet a encadré de nombreux mémoires de fin d'études en Belgique et Outre-mer, sept thèses de doctorat, plus dix en cours, et une vingtaine de projets de recherche qui l'ont notamment mené en République Démocratique du Congo, au Burkina Faso, au Maroc, en Chine, aux Philippines et en Bolivie.



**GRÉGORY MAHY** (Charleroi, Belgique, 1968) est professeur ordinaire à l'Université de Liège (Gembloux Agro-Bio Tech). Après avoir obtenu une licence en sciences botaniques à l'Université Catholique de Louvain (UCL) (1992), il y présente une thèse de doctorat (1998) en écologie des populations végétales sous la direction du Professeur De Sloover, thèse financée par le FRIA et par un poste d'assistant. Il effectue ensuite des recherches postdoctorales à la *Colorado State University*, Denver, USA (1998) et à l'UCL en tant que collaborateur scientifique FNRS (1998-2000), avant d'être recruté à Gembloux Agro-Bio Tech (2000) pour la chaire en écologie. Depuis 2001, il est également maître de conférences à temps partiel à l'Université Libre de Bruxelles. Grégory Mahy a créé l'unité Biodiversité Paysage de Gembloux Agro-Bio Tech et l'a dirigée durant 10 ans. Il a assuré les présidences du département de Sciences et Technologies de l'Environnement et du département Forêts, Nature, Paysage. Il a coordonné la mise en place du master en Architecture du Paysage. Les enseignements et recherches de Grégory Mahy concernent principalement l'écologie générale en années de bachelier, la gestion de la biodiversité, la restauration et l'ingénierie écologique. Initialement intéressé par les environnements naturels, il a progressivement étendu ses travaux aux environnements anthropisés, et développe actuellement des recherches en biodiversité urbaine et biodiversité industrielle, en particulier dans le monde des industries extractives. Grégory Mahy a (co)encadré une trentaine de thèses de doctorat en Europe et en Afrique subsaharienne. Il participe aux programmes de coopération universitaire en République Démocratique du Congo, en Éthiopie, au Cameroun, en Équateur, au Liban et en Chine depuis 2002 comme partenaire ou coordinateur. Grégory Mahy a été administrateur de plusieurs associations de conservation de la nature. Il est actuellement administrateur de l'asbl Natagriwal, responsable de la mise en œuvre du programme agri-environnemental wallon et de Natura 2000 en Région wallonne.

# Liste des auteurs

- AMISI MWANA Yamba, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo
- ANDRÉ Marie, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique
- ANDRES Ludovic, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique
- BAERT Geert\*, Universiteit Gent, Gent, Belgique, geert.baert@ugent.be
- BASTIN Jean-François, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, Italia
- BOGAERT Jan\*, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique, j.bogaert@uliege.be
- BOISSON Sylvain, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique
- BULAMBO MWEMA Jean-Pierre, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo
- CABALA KALEBA Sylvestre, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo
- COLINET Gilles\*, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique, gilles.colinet@uliege.be
- DJIBU KABULU Jean-Pierre, Institut Supérieur Pédagogique, Lubumbashi, République Démocratique du Congo
- DROUET Thomas, Université Libre de Bruxelles, Bruxelles, Belgique
- FAUCON Michel-Pierre, Institut Polytechnique LaSalle Beauvais, Beauvais, France
- HALLIN Maud, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique
- HANDJILA Guylain, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo
- HICK Aurélie, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique
- ILUNGA MULEDI Jonathan, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo
- ILUNGA WA ILUNGA Edouard, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo
- JOHN Annabelle, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique

- KASONGO LENGE MUKONZO Emery, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo
- KAYA MUYUMBA Donato, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo
- KYANIKA Daniel, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo
- LANGE Bastien, Institut Polytechnique LaSalle Beauvais, Beauvais, France
- LE STRADIC Soizig, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique
- LEBRUN Julie, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique
- LEJEUNE Philippe, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique
- LEJOLY Jean, Université Libre de Bruxelles, Bruxelles, Belgique
- LIÉNARD Amandine, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique
- LUBALA TOTO RUANANZ François, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo
- LUBALEGA KIMBAMBA Tolérant, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo
- MAHY Grégory\*, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique, g.mahy@uliege.be
- MALAISSÉ François\*, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique, malaisse1234@gmail.com
- MARÉCHAL Justine, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique
- MASENGO KALENGA Wilfried, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo
- MASTAKI UPITE Flori, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo
- MEERTS Pierre\*, Université Libre de Bruxelles, Bruxelles, Belgique, pmeerts@ulb.ac.be
- MPUNDU MUBEMBA Michel, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo
- MUKOBO Robert-Prince, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo
- MUNYEMBA KANKUMBI François, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo

NGONGO LUHEMBWE Michel, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo

NGOY SHUTCHA Mylor, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo

NKULU Jules, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo

NYEMBWE Sylvie, Institut Supérieur Pédagogique, Lubumbashi, République Démocratique du Congo

POURRET Olivier, Institut Polytechnique LaSalle Beauvais, Beauvais, France

RÜDISSER Johannes, Universität Innsbruck, Innsbruck, Österreich

SÉLECK Maxime, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique

TSHIBANG NAWEJ Scott, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo

TSHIBUNGU Alain, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo

USENI SIKUZANI Yannick, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, République Démocratique du Congo

VANDENHEEDE Nathan, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique

VAN RANST Eric, Universiteit Gent, Gent, Belgïe

VERDOODT Ann, Universiteit Gent, Gent, Belgïe

VISSER Marjolein, Université Libre de Bruxelles, Bruxelles, Belgique

VRANKEN Isabelle, Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique

\* Les auteurs marqués d'un astérisque sont les auteurs correspondants des chapitres de cet ouvrage.



# Table des matières

Avant-propos	
G. KISHIBA FITULA .....	5
Remerciements	
J. BOGAERT, G. COLINET, G. MAHY .....	7
Biographies des éditeurs scientifiques .....	9
Liste des auteurs .....	11
Prologue : Le Katanga, une mosaïque d'écosystèmes en mutation : une approche globale	
F. MALAISSE .....	17

## Partie 1 – Biodiversité végétale

<b>1</b> — Conservation <i>ex situ</i> de la flore cupro-cobalticole du Haut-Katanga en banque de graines	
W. MASENGO KALENGA, S. BOISSON, J. LEBRUN, G. HANDJILA, M. NGONGO LUHEMBWE, M. NGOY SHUTCHA, J. BOGAERT, S. LE STRADIC, M. SÉLECK, G. MAHY .....	43
<b>2</b> — La perception par des experts locaux des espaces verts et de leurs services écosystémiques dans une ville tropicale en expansion : le cas de Lubumbashi	
J. MARÉCHAL, Y. USENI SIKUZANI, J. BOGAERT, F. MUNYEMBA KANKUMBI, G. MAHY .....	59
<b>3</b> — Implications des relations sol-plantes pour la conservation de la biodiversité végétale des sites cuprifères du Katanga face à l'anthropisation	
M.-P. FAUCON, S. LE STRADIC, S. BOISSON, E. ILUNGA WA ILUNGA, B. LANGE, W. MASENGO KALENGA, M. NGOY SHUTCHA, O. POURRET, G. MAHY .....	71
<b>4</b> — Concilier la conservation des métallophytes et la phytoremédiation des sols pollués par les éléments traces métalliques	
S. BOISSON, M. NGOY SHUTCHA, G. MAHY .....	83
<b>5</b> — Les dispositifs permanents du «Sanctuaire Mikembo» (Haut-Katanga), des outils pour le monitoring de la forêt claire katangaise anthropisée	
J. ILUNGA MULEDI, T. DROUET, J. LEJOLY, M. NGONGO LUHEMBWE, M. NGOY SHUTCHA, P. MEERTS .....	101
<b>6</b> — La place de l'arbre dans les systèmes agricoles de la région de Lubumbashi	
A. HICK, M. HALLIN, A. TSHIBUNGU, G. MAHY .....	111

## Partie 2 – Éléments édaphiques

- 7** — Esquisse des pédopaysages du Katanga et aperçu sur les potentialités agricoles et activités minières  
E. KASONGO LENGE MUKONZO, G. BAERT, M. NGONGO LUHEMBWE, A. VERDOODT,  
E. VAN RANST ..... 127
- 8** — Étude de profils de sols dans les écosystèmes métallifères du complexe Tenke-Fungurume  
D. KAYA MUYUMBA, G. MAHY, G. COLINET ..... 157
- 9** — Phytostabilisation des sols contaminés au Katanga : résultats d'expérimentations sur la sélection d'espèces ligneuses combinée à des doses croissantes d'amendements  
M. MPUNDU MUBEMBA, A. LIÉNARD, M. NGOY SHUTCHA, M. NGONGO LUHEMBWE,  
G. COLINET ..... 177
- 10** — Évaluation expérimentale de la phytodisponibilité du cuivre et du cobalt dans les sols des écosystèmes métallifères de l'Arc cuprifère katangais  
D. KAYA MUYUMBA, O. POURRET, A. LIÉNARD, M.-P. FAUCON, G. MAHY, G. COLINET ..... 193
- 11** — Fond pédogéochimique et cartographie des pollutions des sols à Lubumbashi  
M. NGOY SHUTCHA, R.-P. MUKOBO, D. KAYA MUYUMBA, M. MPUNDU MUBEMBA,  
M.-P. FAUCON, T. LUBALEGA KIMBAMBA, L. ANDRES, A. JOHN, N. VANDENHEEDE,  
O. POURRET, M. NGONGO LUHEMBWE, G. COLINET ..... 215

## Partie 3 – Approche paysagère

- 12** — Quantification of anthropogenic effects in the landscape of Lubumbashi  
M. ANDRÉ, I. VRANKEN, S. BOISSON, G. MAHY, J. RÜDISSE, M. VISSER, P. LEJEUNE,  
J. BOGAERT ..... 231
- 13** — Activités anthropiques et dynamique spatiotemporelle de la forêt claire dans la Plaine de Lubumbashi  
S. CABALA KALEBA, Y. USENI SIKUZANI, F. MUNYEMBA KANKUMBI, J. BOGAERT ..... 253
- 14** — L'activité minière au Katanga et la perception de ses impacts à Lubumbashi, Kolwezi, Likasi et Kipushi  
Y. AMISI MWANA, I. VRANKEN, J. NKULU, F. LUBALA TOTO RUANANZ, D. KYANIKA,  
S. TSHIBANG NAWAJ, F. MASTAKI UPITE, J.-P. BULAMBO MWEMA, J. BOGAERT ..... 267
- 15** — Interprétation paysagère du processus d'urbanisation à Lubumbashi : dynamique de la structure spatiale et suivi des indicateurs écologiques entre 2002 et 2008  
Y. USENI SIKUZANI, M. ANDRÉ, G. MAHY, S. CABALA KALEBA, F. MALAISSE,  
F. MUNYEMBA KANKUMBI, J. BOGAERT ..... 281
- 16** — Approvisionnement en charbon de bois des ménages lushois : quantités, alternatives et conséquences  
J.-P. DJIBU KABULU, I. VRANKEN, J.-F. BASTIN, F. MALAISSE, S. NYEMBWE, Y. USENI SIKUZANI,  
M. NGONGO LUHEMBWE, J. BOGAERT ..... 297

# Prologue

## Le Katanga, une mosaïque d'écosystèmes en mutation : une approche globale

François MALAÏSE\*

### 1. Une mosaïque d'écosystèmes naturels

Souvent ressenti et présenté comme monotone du fait de la dominance d'une forêt claire, encore dénommée *miombo*, il est néanmoins possible de reconnaître bien d'autres formations végétales au Haut-Katanga (Figure 1). Nous dressons ici un bref inventaire des grands paysages qui y existaient il y a quelques siècles.

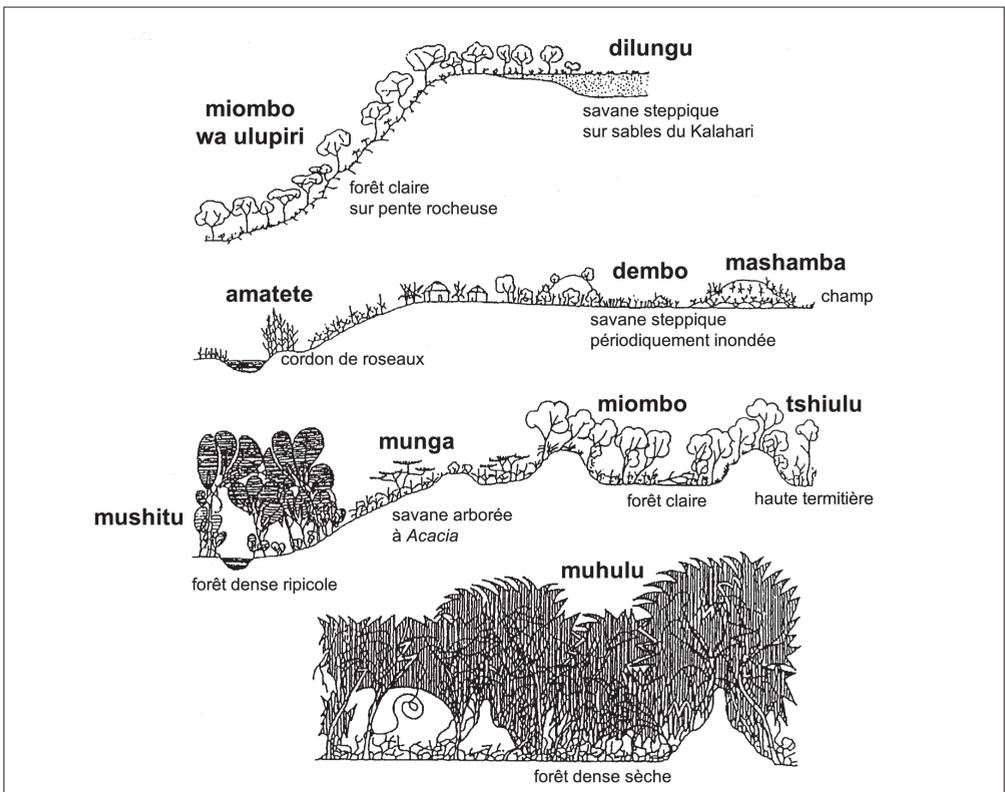


Figure 1. Principales unités paysagères au Haut-Katanga (© F. Malaisse).

Bogaert J., Colinet G. & Mahy G., 2018. *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège – Agronomie-Gembloux.

1. Par son extension en région zambézienne (White, 1983 ; Campbell, 1996), son recouvrement au Haut-Katanga, la forêt claire de type *miombo* humide s'impose comme l'écosystème le plus important (Figure 2). Il a fait l'objet de nombreuses études, tant botaniques (Meerts & Hasson, 2016), zoologiques, phytosociologiques (principalement Schmitz, 1963), qu'écologiques (plus d'une cinquantaine de travaux, dont Malaisse, 1978a), ou encore de géographie humaine. D'autres types de forêt claire ont encore été décrits, dont la forêt claire à *Marquesia macroura* et celle des pentes de collines qui relève de l'alliance du Xero-Brachystegion. La forêt claire de type *miombo* humide montre une strate arborée de première grandeur discontinue, surmontant éventuellement des petits arbres et arbustes ; une strate herbacée couvre le sol. La dénomination des *miombo* a fait l'objet d'une analyse détaillée qui a mis en évidence l'apport robuste fourni par les valeurs de la surface terrière (Malaisse et al., 2013). La figure 3 reprend le sigle qui a prévalu aux nombreux travaux réalisés dans le cadre du Laboratoire d'Écologie de l'Université de Lubumbashi.



**Figure 2.** Aspect d'une forêt claire de type *miombo* humide en début de pleine saison des pluies, fin décembre (environs de Kabiashia) (© F. Malaisse).



**Figure 3.** Sigle des publications relatives à la forêt de type *miombo* humide réalisées par le Laboratoire d'Écologie, Université de Lubumbashi (© F. Malaisse).

2. Les formations herbacées arrivent en seconde position. Trois types majeurs y ont été reconnus, à savoir les savanes steppiques des cinq haut-plateaux katangais (Marungu, Kundelungu, Kibara, Bianco et Manika), les savanes-steppiques cupro-cobalticoles et les savanes-steppiques périodiquement inondées de type *dembo*.

2.1. Cinq hauts plateaux se distinguent de l'ensemble du Haut-Katanga par leur altitude supérieure à 1 500 m et pouvant atteindre 2 400 m aux Marungu, par leur sol généralement pauvre, formé sur les sables de type Kalahari ou parfois dérivé de roches granitiques ou rhyolitiques, et par leur végétation largement constituée de savanes steppiques (Figure 4). Il s'agit des Marungu, au sud-ouest du lac Tanganyika et de quatre plateaux disposés en un vaste fer à cheval : les Kundelungu, les Kibara, les Bianco et la Manika (Lisowski et al., 1971a). La végétation des hauts plateaux du Haut-Katanga a fait l'objet d'une prospection floristique approfondie (Lisowski et al., 1971b) et de quelques descriptions de leur végétation (De Dapper & Malaisse, 1979).



**Figure 4.** Haut-plateau des Bianco, alternance de savanes steppiques et de cordons forestiers le long des cours d'eau (Malaisse, 1997).

2.2. Les savanes steppiques qui s'observent sur les collines cupro-cobaltifères ont été étudiées en détail (Duvigneaud & Denaeys-De Smet, 1963; Brooks & Malaisse, 1985) et sont abordées par ailleurs dans cet ouvrage (voir chapitre 3).

2.3. Quant aux savanes steppiques périodiquement inondées, puis exondées, localement connues sous le nom de *dembo* (*dambo* pour les auteurs anglo-saxons), elles restent globalement peu connues. Leur géomorphologie et hydrologie ont fait l'objet de diverses études (Boast, 1990; von der Heyden, 2004), mais celles traitant de leur végétation sont rares (Fanshawe, 1969; Malaisse, 1975). La figure 5 illustre un des aspects saisonniers.

3. Quatre types de forêts denses sempervirentes s'observent au Haut-Katanga. Les plus célèbres sont les forêts denses sèches, localement dénommées *muhulu* (Figure 6). Des avis divergents ont été émis concernant leur dynamique, climax régional (Schmitz, 1962) versus formation climacique locale (Malaisse, 1993). Leur écologie a été étudiée en détail (Malaisse, 1984; Malaisse, 1985; Dikumbwa, 1990; Malaisse et al., 2000). Les forêts denses ripicoles, encore appelées *mushitu*, sont le deuxième



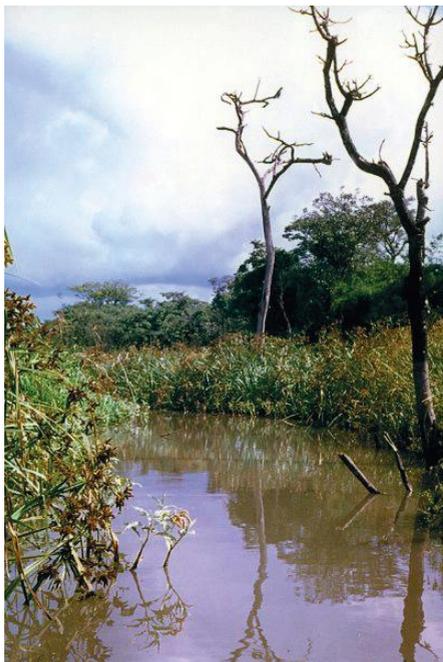
**Figure 5.** Aspect d'une savane steppique périodiquement inondée en saison des pluies précoces (*dembo* Kandale, environs de Kabiashia) (Malaisse, 1975).



**Figure 6.** Forêt dense sèche (*muhulu*) de la Luiswishi, ambiance du sous-bois en saison sèche froide (juillet) (Malaisse, 1997).

type; elles étaient puissantes. Les forêts denses marécageuses des hauts plateaux constituent un troisième type; elles sont méconnues. Enfin, des forêts denses se développent encore dans des ravins encaissés; elles abritent notamment des plantes transgressives, localement très rares mais mieux connues dans la cuvette congolaise (Malaisse, obs. pers.).

4. Les milieux aquatiques possèdent eux aussi une diversité d'écosystèmes lacustres, fluviaux ou encore de dépressions marécageuses permanentes, des étangs ou mares permanentes. Enfin, des mares temporaires existent localement, notamment dans les *dembo* du moyen plateau et les *dilungu* des hauts plateaux (Malaisse, 1975). Chacun de ces écosystèmes présente une biocénose propre, différente, induisant



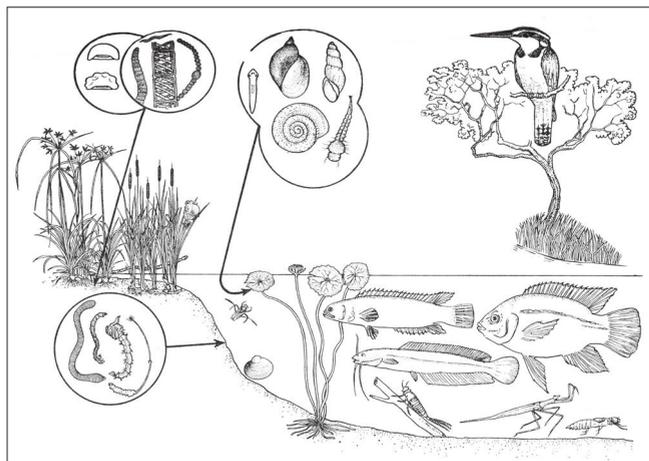
**Figure 7.** Marais à papyrus (*Cyperus papyrus*) (Malaisse, 1997).

des paysages particuliers : marais à papyrus (*Cyperus papyrus*) (Figure 7), mares à nénuphars (*Nymphaea* spp.), marais de pente à sphaignes et droséra (*Drosera* spp.), végétation encroûtante à Podostémacées dans le lit de cours d'eau, prairies flottantes à azolla pennée (*Azolla pinnata*), cordon de roseaux (*Phragmites mauritianus*) pour n'en citer que quelques-uns.

De nombreuses études ont été consacrées aux milieux aquatiques, permettant ainsi de bien les connaître. Ces études mettent en évidence l'existence de caractéristiques chimiques, physiques et biologiques fort contrastées au Katanga. En effet, les ambiances des bords des fleuves du Luapula et Lualaba sont bien différentes de celles des petits cours d'eau dont les sources sont situées sur les hauts plateaux, ou encore des divers lacs. La documentation portant sur les milieux aquatiques au Katanga est aujourd'hui particulièrement riche et diversifiée, suite à l'existence d'une vingtaine d'ouvrages édités par J. J. Symoens, dont sa transcendante étude relative à la

minéralisation des eaux naturelles du Katanga (Symoens, 1968). Sont notamment disponibles, outre les données de la minéralisation (pH, résidu sec, teneur en oxygène dissous,  $C_{20}$ , rapport Ca/Mg, teneur en Cl, etc.), des inventaires des Poissons, des Mollusques d'eau douce, des Éponges, des Odonates Zygoptères, des Trichoptères, des Rotifères, des Bacillariophycées, des Copépodes libres, des Héteroptères aquatiques, des Thécamoebiens, des larves et nymphes de Coléoptères aquatiques et des Hépatiques et Anthocérotées. La figure 8 illustre, à titre exemplatif, une synthèse de cette connaissance pour une dépression marécageuse. Enfin, il convient encore de signaler plusieurs études de la végétation de petits bassins hydrographiques et de mares locales. Une documentation aussi riche n'existe pour aucun autre territoire de la République Démocratique du Congo.

5. Les milieux salins méritent encore notre attention. L'existence au Haut-Katanga de salines est bien connue et le commerce du sel est signalé dans les premiers écrits publiés. Cet aspect est développé plus loin.
6. De nombreux écosystèmes mineurs pourraient encore être énumérés. Nous nous bornons à signaler que les termitières constituent un sous-écosystème qui mérite sa propre étude. Leur nature, densité, forme, utilisation dans les environs de Lubumbashi ont fait l'objet d'études nombreuses et détaillées (Malaisse, 1978b; Aloni et al., 1981; Malaisse, 1985; Mujinya et al., 2014; Erens et al., 2015; entre autres) qu'il convient de consulter pour plus de détails.



**Figure 8.** L'écosystème marais (dépression marécageuse de Kabiashia) (© F. Malaisse).

## 2. Le mode de vie traditionnel au Katanga

La cueillette, la chasse et la pêche sont considérées comme les premiers modes de subsistance de l'espèce humaine. Les individus des sociétés qui s'y livraient sont souvent dénommés « chasseurs-cueilleurs ». Ils prélevaient leurs ressources directement dans la nature environnante, à laquelle ils s'étaient adaptés et dans laquelle ils ne prélevaient que ce dont ils avaient besoin. Les populations du Katanga vivaient selon ce style et n'étaient pas contraintes de se livrer à l'agriculture et/ou l'élevage, même si certains de leurs comportements facilitaient l'accès et la récolte de leurs ressources. C'est notamment le cas du transport de branches chargées de jeunes chenilles comestibles et leur installation sur un arbre de la même espèce à proximité de leur case, une pratique toujours d'actualité au Katanga.

Ces populations, au-delà de leur alimentation, avaient encore élargi et diversifié leur connaissance du milieu, un savoir ethno-écologique remarquable (Malaisse, 1979; Malaisse, 2001). À titre d'exemples, nous citerons le recours aux plantes médicinales et à certaines plantes ichtyotoxiques (c'est-à-dire toxiques pour les poissons) pour la pratique de la pêche, l'acquisition d'une technique métallurgique dite « précoloniale » – en l'occurrence celle du cuivre au Katanga – et une bonne connaissance de la saisonnalité (Malaisse, 1997). Il a d'ailleurs été mis en évidence que, progressivement, certaines plantes ont été localement domestiquées, impliquant une forme d'horticulture et d'économie mixte naissante préalable à une intensification agricole (Greaves & Kramer, 2014).

Nous discuterons ci-après la connaissance et l'usage indigènes du *miombo*, un thème abordé par de nombreux auteurs (Richards, 1939; Lawton, 1982; Malaisse, 2010). Nous aborderons encore diverses activités coutumières, à savoir la pêche collective en rivière, la récolte du miel, l'exploitation des salines, la métallurgie « précoloniale » du cuivre, ainsi que l'agriculture ancienne.

## 2.1. Diversité de l'alimentation humaine ancienne

Divers travaux abordent la diversité de l'alimentation des peuples établis dans l'aire de la forêt claire zambézienne de type humide. Il en découle que plus d'un millier de produits divers étaient consommés; leur diversité est illustrée de façon synthétique dans le tableau 1.

**Tableau 1.** Diversité des produits sauvages consommés. Les nombres représentent le nombre d'espèces ou de produits pour chaque groupe.

Champignons	100	Mammifères	68	Insectes	104
Produits végétaux	232	Gibier	37	Boissons	20
Fruits amylacés	14	Rongeurs	31	Jus	4
Graines	12	Poissons	280	Infusions	7
Fruits charnus	128	Reptiles	10	Produits fermentés	9
Organes de réserves	41	Mollusques	18	Miels (abeilles)	7
Feuilles	42	Crustacés	2	Types de sel	3
Fleurs	16	Crevette	1		
Oiseaux	158	Amphibiens	5	TOTAL	1349

Voilà une réalité surprenante, mise en évidence progressivement et commentée assez récemment par Malaisse (1997) et Malaisse (2010). En ce qui concerne les boissons, il convient de citer l'ouvrage fort bien illustré de Delaude et al. (1993), qui présente notamment une information détaillée concernant le *munkoyo* (Figure 9), la boisson locale préférée, et aborde diverses autres boissons locales.



**Figure 9.** Arrachage des racines de munkoyo (*Eminia holubi*) (Malaisse, 1997).

## 2.2. La pêche collective coutumière en rivière

Divers articles développent certains aspects des pêches collectives coutumières en rivière au Katanga avant la colonisation. Ils ont été résumés dans Malaisse (2010).

Deux aspects particuliers seront développés ci-après, à savoir la pêche dans les petites rivières et celle dans les proches affluents du fleuve Luapula.

Dans les petites et moyennes rivières, une pêche collective est effectuée en août et septembre, au moment où les eaux commencent à se réchauffer, c'est-à-dire au début de la saison sèche chaude. La rivière est barrée par des pieux qui servent de support à des branches et des herbes entre lesquelles sont placées des nasses. Une mixture à base de *katula* est placée dans des paniers en amont du barrage, dégageant un nuage de teinte jaunâtre qui se déplace progressivement dans l'eau. Le *katula* enivre le poisson qui est emporté en aval vers les nasses. Cette Ébénacée, *Diospyros mweeroensis* F. White, fut décrite en 1957 (White, 1957). Le principe toxique actif du *katula* est une binaphtoquinone apparentée à la diospyrine. Le *katula* possède une distribution restreinte à la partie orientale du Haut-Katanga et la province Septentrionale de Zambie (Malaisse, 1970). C'est un petit arbre, semi-décidu, dioïque, qui fructifie d'avril à octobre. Il s'observe à la base de hautes termitières, mais aussi dans des forêts claires, dans des stations à pente nulle subissant de légères inondations en fin de saison des pluies. L'aire de la pêche au *katula* se superpose à celle de la distribution de l'espèce. Les participants à la pêche effectuent la cueillette des fruits (Figure 10) pendant toute la journée qui précède la pêche. Ensuite ils veillent, sur les lieux mêmes de la pêche, rassemblés en deux groupes selon les sexes. Toute la nuit, à proximité du feu, le *katula* est pilé, au rythme des chants. Le *katula* est parfois mélangé avec des morceaux de racine de *Neorautanenia pseudopachyrhiza* (Harms) Milne-Redhead (Malaisse, 1970). Un ancien du village, appartenant à la famille du chef, s'adresse à la rivière et récite des incantations. Il invoque les aïeux, évoque la faim des enfants. Aujourd'hui, il est fréquemment fait appel au *buba*, *Tephrosia vogelii* Hook. f. (Malaisse, 1969), une plante cultivée en bordure des buttes de manioc et que l'on se procure aisément, contrairement au *katula* dont la récolte est assez difficile.



**Figure 10.** Fruits (drupes) du *katula* (*Diospyros mweeroensis*) (Malaisse, 1997).

Dans certains affluents du fleuve Luapula un autre type de pêche collective est pratiqué. À la saison des pluies précoces (octobre, novembre, voire début décembre), les *Labeo altivelis* Peters ou *pumbu* se rassemblent au lac Moero, à proximité de N'Kole. Ils entreprennent ensuite, au moment de la montée des eaux, une migration massive qui les conduit vers leurs frayères. Remontant le fleuve Luapula, ces poissons suivent en partie ce dernier, et en partie s'engagent dans les 2 km de certains affluents. Ceux qui suivent le Luapula sont arrêtés au pied des chutes Johnston et une fraie massive y a lieu vers janvier, février ou mars. Ce rassemblement massif de poissons qui viennent frayer porte le nom de *kapata*, terme qui rend l'idée d'explosion, d'éclatement, de profusion. Ce phénomène n'est pas régulier; certaines années, aucune *kapata* n'est observée. Les pêches de *kapata* ne durent que peu de temps (un jour et une nuit). Les chefs coutumiers protègent le frai du *pumbu*. Des sentinelles, les *Bena Kabanda*, sont placées aux abords des frayères afin d'empêcher toute entrave aux migrations des bancs de *pumbu*. Par contre, dès qu'ils ont frayé, les adultes peuvent être capturés (Malaisse, 1970).

### 2.3. La récolte du miel

La récolte du miel pour sa consommation immédiate ou pour la production d'hydromel ainsi que la consommation des larves d'abeilles sont des pratiques très anciennes. La biologie des abeilles sauvages entre dans le savoir trophique de ces populations. L'existence, dès 1594, de ruches en territoire zambézien a été signalée (Illgner et al., 1998; Figure 11) et confirmée par les observations faites en 1854 par David Livingstone (1857). La place du miel et de la cire dans les sociétés traditionnelles du Katanga est un thème qui a été étudié par Vellut (1979) et Malaisse (1997). La cire était peu utilisée dans les sociétés anciennes, mais les pains de cire ont fait l'objet d'un commerce avec l'installation des comptoirs commerciaux portugais dès le XVII<sup>e</sup> siècle. Dans les environs de Lubumbashi, sept espèces d'Apoïdes sociaux ont été inventoriées et faisaient l'objet de récolte de miel en septembre-octobre et de début avril à la fin de juillet (Parent et al., 1978; Figure 12). Les plantes locales sources de nectar sont bien connues, et les arbres dominants de la forêt claire du Katanga y figurent en bonne position. Assez récemment encore, la récolte annuelle par adulte était de l'ordre de cinq litres en moyenne.

L'apiculture n'est réalisée que par les Lunda au Katanga. Les populations locales apprécient beaucoup le miel ou *ubuki* et l'hydromel ou *mbote*, elles négligent la cire ou *lipula*; elles se soucient peu de la survie des essaims ou *fungewe* et des larves ou *amaluko*, moins encore de celle des arbres qui les abritent. Enfin lors des activités en forêt, les villageois repèrent les essaims ou y sont fréquemment amenés par le *maimba* ou grand indicateur, *Indicator indicator*. Cet oiseau guide l'homme vers l'essaim par ses cris, recevant en rétribution de ses services des alvéoles brunes (*kipepe*) abandonnées, quelques larves d'abeilles ou quelques goulées de miel à gober. La récolte s'effectue

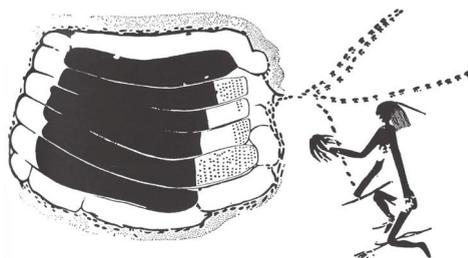


**Figure 11.** Une ruche traditionnelle faite d'écorce de *Fulbernardia paniculata* est suspendue dans le houppier de cette Césalpiniée de la forêt claire (environs de Mpongwe, Zambie) (Malaisse, 1997).



**Figure 12.** Gâteaux de cire d'*Apis mellifica*, prêts à être emportés au village dans un réceptacle fait d'écorce (Malaisse, 1997).

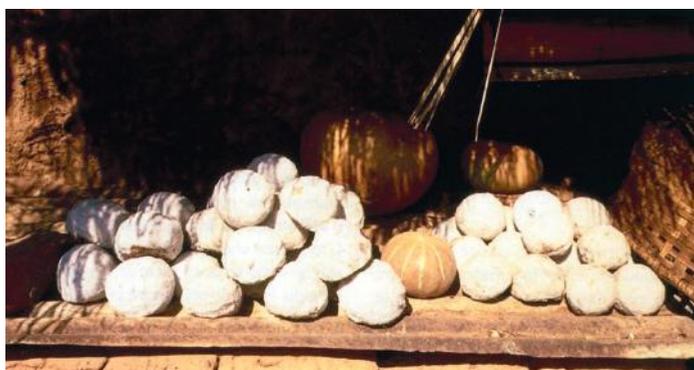
dans un nuage de fumée afin de réduire la combativité des abeilles. La collection de peintures rupestres présentes dans les monts Matobo, situés au sud de Bulawayo au Zimbabwe, contient une peinture qui illustre cette récolte (Figure 13).



**Figure 13.** Peinture rupestre, à proximité du barrage Toghwana dans les *Matobo Hills* au Zimbabwe. Le chasseur de miel utilise la fumée (Malaisse, 1997).

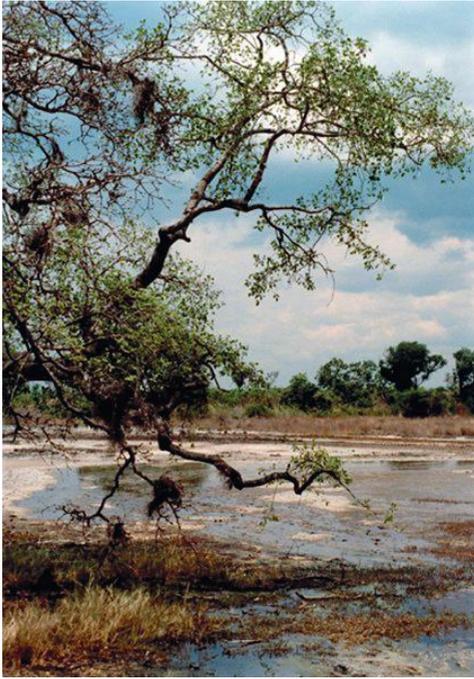
#### 2.4. L'exploitation des salines

Le Haut-Katanga compte plusieurs dizaines de sources thermales et de gisements salins (Cornet, 1906) dont notamment celui de Mwashya (Waldecker, 1966-67). Ce site est depuis des siècles l'objet de production, récolte et commercialisation de sel (Figure 14), comme l'indiquent plusieurs documents. Ainsi, le journal de route et sa traduction, accompagnés des commentaires pertinents (Verbeken & Walraet, 1953) qui les concernent, signalent que les Pombeiros (commerçants métis portugais) Pedro Joao Baptista et Amaro José rencontrent le 8 octobre 1806, lors de leur traversée du Katanga, «trois noirs qui allaient acheter du sel à l'enclos Muaxy». Le métier de salinier sera ultérieurement décrit par Grévisse (1950) et une approche ethnographique de l'industrie du sel chez les Luba et Bemba sera publiée par Petit (2000); la lecture de ces deux ouvrages est fascinante et nous la recommandons.



**Figure 14.** Boules de sel (Malaisse, 1997).

Du point de vue biologique, le site de Mwashya (Figure 15) a fourni les holotypes d'une plante (*Sphaeranthus salinarum* Symoens) et d'un poisson (*Tilapia salinicola* Poll) qui ne sont toujours connus que de ce lieu. Enfin, la végétation algale y a été étudiée (Symoens, 1953) et huit unités de végétation halophiles y ont été reconnues et décrites (Malaisse, 1988).



**Figure 15.** Les salines de Mwashya : ambiance générale en saison des pluies (Malaisse, 1997).

chite ont été exploités dès le <sup>v</sup><sup>e</sup> siècle dans la province de Garengaze (aujourd'hui celle du Katanga). Les populations pré-Bayeke effectuaient cette activité en saison sèche et les croisettes de cuivre arrivaient déjà en Europe au <sup>xv</sup><sup>e</sup> siècle suite au commerce des Portugais et de la Compagnie néerlandaise des Indes orientales (Pirard, 2010). Il en est déjà fait mention dans les textes de Pombeiros du 22 mars 1798 auprès du Gouverneur Francesco José Maria de Lacerda e Almeida. La métallurgie indigène faisait fondre les carbonates de cuivre, principalement la malachite, dans des fourneaux temporaires établis sur le flanc de termitières. Le bois de *Pterocarpus tinctorius* était utilisé à cette fin. Les fondeurs étaient organisés en caste, avec leurs propres initiations et esprits tutélaires. Ils formaient une secte sacrée, une *bwanga*. Les propriétaires de cette technologie étaient

## 2.5. La métallurgie précoloniale

L'existence d'une métallurgie précoloniale a été signalée pour de nombreuses contrées d'Afrique et a fait l'objet de nombreux commentaires variés. L'actualité de ce thème se voit confirmée par les 67 pages de références bibliographiques le concernant et publiées il y a quelques années (Miller & Maggs, 1994). Ce thème est encore l'objet d'études en République Démocratique du Congo, République du Congo, Nigeria, etc. (Nikis, 2015). Pour le Katanga, les croisettes de cuivre, les fourneaux (Figure 16) et les « mangeurs de cuivre », surnom donné aux fondeurs, ont fait l'objet d'histoires et de livres depuis le début de l'ère coloniale. En ce qui concerne le Katanga, De Plaen et al. (1982) ont effectué une réflexion archéologique pertinente permettant de retrouver ces sites par la flore qui s'y développe.

Les dernières études archéologiques suggèrent que les affleurements de mala-



**Figure 16.** Restes de deux fourneaux à cuivre sur le flanc d'une termitière (environs de Fungurume) (Malaisse, 2010).

les Bayeke ou les Basanga, selon les auteurs. Au début de la saison sèche, le chef disait «*tuya tukadie mukuba*», c'est-à-dire «partons manger le cuivre» (Figure 17). Un film traitant de ce thème a d'ailleurs été réalisé par De Boe en 1956 et présenté par l'Union Minière du Haut-Katanga, film intitulé «Katanga, pays du cuivre».



**Figure 17.** La légende de cette photographie était : «Le moment de manger le cuivre est arrivé : les fondeurs ont entamé leurs opérations» (Anonyme – Union Minière du Haut Katanga, 1906-1956. Bruxelles, L. Cuypers).

## 2.6. L'agriculture ancienne

Le développement progressif d'une première forme d'agriculture, bien antérieure à l'époque coloniale, est évident. Elle était basée sur la culture de l'éleusine (Figure 18) dans le système agricole du *chitemene*. Ce dernier a fait l'objet de nombreux commentaires tant à l'époque coloniale (Richards, 1939), qu'au cours des premières années de l'indépendance du Congo (Wilmet, 1963) et encore dans des synthèses régionales plus récentes (Stroomgaard, 1983 ; Grogan et al., 2013).

Le système *chitemene* est fréquemment perçu comme une forme extrême de culture sur brûlis forestier ; une agriculture primitive, gaspilleuse d'espace. Le système implique la coupe des arbres ou des branches sur une surface variable, habituellement



**Figure 18.** Champ d'éleusine (*Eleusine coracana*) (Malaisse, 1997).

circulaire. Ces matériaux ligneux sont incinérés sur place. La parcelle est caractérisée par une absence de travail du sol, les plantes étant semées directement dans la cendre qui résulte de l'incinération du matériau ligneux coupé. La principale plante cultivée était l'éleusine, une ancienne variété de céréale, riche en protéines.

La technique du chitemene présente des variations locales non négligeables selon les ethnies considérées : Bemba, Lala et Lamba. Selon les ethnies, la coupe des arbres concerne le tronc à 1 m de hauteur ou les grosses branches, soit encore les branches de l'arbre sont juste émondées. De même, la superficie peut être à peine supérieure à la superficie cultivée, soit très nettement supérieure. Jadis, ce système tenait compte du genre et de la structure tribale.

Les principales caractéristiques de la phytotechnie de l'éleusine se retrouvaient dans la dénomination du calendrier agricole chez les Babemba (Richards, 1939), et aussi dans certaines lunaisons du calendrier utilisé au Burundi. Il était courant de considérer alors que, si on connaissait les lunes, et donc les mois lunaires, on savait cultiver (Chrétien, 1979; Hilu et al., 1979). On admet que l'éleusine cultivée dérive de l'*Eleusine indica* Gaertn., une mauvaise herbe commune sous les tropiques. Cette culture était accompagnée de rituels agraires, la fertilité des hommes et celle des champs allant de pair. L'éleusine était « la céréale miraculeuse, aux petits grains en nombre infini, qui n'atteindra jamais la taille de l'homme mais dont les grains ne pourront jamais être comptés par lui » (Chrétien, 1979).

### 3. Les grandes mutations

Avec la colonisation, de nombreuses mutations vont se mettre en place. Elles concernent l'urbanisation, l'agriculture, l'élevage, les modes de transport, les rapports ville - campagne, etc. Ces mutations se poursuivront encore dans les dernières décades du xx<sup>e</sup> siècle (Lawton, 1982) et sont toujours en cours. Nous esquissons certaines d'entre elles.

#### 3.1. L'urbanisation

Avec la colonisation, l'établissement de nouvelles villes, nées *ex nihilo*, prend place. À l'époque coloniale, les trois centres urbains sont Elisabethville (devenu Lubumbashi en 1966), Jadotville (devenu Likasi) et Kolwezi.

La création de Lubumbashi mérite d'être brièvement rappelée. En mai 1909, le prince Albert visite un embryon de ville situé sur et en périphérie d'un affleurement cuprifère. Il est connu sous le nom de *Star of Congo*. Il se compose de quelques habitations en briques, mais surtout des cabanes en chaume, des huttes rondes en pisé, etc. Il existe déjà l'embryon d'une ville avec des bureaux officiels, une poste, une banque, des magasins, un hôpital, un cimetière. La plupart des fonctionnaires sont belges et, suite au passage du prince, l'appellation d'Elisabethmine s'impose. C'est à cette époque qu'il est décidé de créer une ville nouvelle sur un périmètre de 20 km<sup>2</sup> couvert de forêts claires de type *miombo*. Ce site jouxte une usine en cours de construction au bord de la

rivière Lubumbashi, affluent de la Kafubu. Sous le nom d'Élisabethville, une nouvelle ville est ainsi créée.

Pour Lubumbashi, un ouvrage anonyme (1961) réalisé à l'occasion de la Foire internationale d'Élisabethville et le site (<http://users.skynet.be/aloube/Elisabethville.htm>) dénommé « Une enfance au Congo belge » donnent une information transcendante du début de l'urbanisation. Ils montrent l'urbanisation tout en étendue ; la ville européenne est séparée des « cités indigènes » par des espaces verts : le jardin zoologique, l'espace vert du Cinquantenaire, l'arboretum de l'Étoile (Schmitz & Misson, 1959) en sont de bons exemples. Plusieurs photos prises entre 1908 et 1920 montrent que les premières constructions sont érigées sous forêt claire de type *miombo* (Anonyme, 1956 ; Anonyme, 1961) (Figure 19).



**Figure 19.** Les premières maisons construites à Élisabethville. La légende de cette photographie était : « Les premières maisons en tôles représentent, dit-on, un progrès considérable, mais il faisait plus frais sous le chaume ! » (Anonyme – Élisabethville 1911-1961. Bruxelles, L. Cuypers).

Le centre urbain d'Élisabethville-Lubumbashi a fait l'objet de très nombreuses publications ; nous en citerons trois (Chapelier, 1957 ; Leblanc & Malaisse, 1978 ; Bruneau & Pain, 1990). En 1951, « la ville européenne compte 12 000 habitants et le centre extra-coutumier plus de 70 000 indigènes » (Chapelier, 1957). Cet auteur, dans son « Essai de géographie urbaine », décrit de façon détaillée tant la réalité du terrain que la mentalité du colonisateur. Avec Leblanc & Malaisse (1978), une première démarche d'écologie urbaine apparaît pour le Congo. Leur ouvrage est subdivisé en quatre parties, à savoir : i) les caractéristiques du climat, du sol, des cours d'eau et lacs, ii) les biocénoses (hommes, animaux, plantes), iii) les principaux flux, échanges et transferts d'énergie, ainsi que les infrastructures et échanges de biens de consommation et, iv) l'évolution de la ville. Trente et une planches et 89 photos illustrent l'ouvrage. Bruneau & Pain (1989) publient dans l'Atlas de Lubumbashi 24 planches réalisées les années précédentes, traduisant une société mutante. Divers articles plus détaillés rédigés par les membres de l'équipe du Département de Géographie complètent l'information disponible à cette époque ; citons notamment ceux de Lootens-De Muynck et al. (1980), Lootens-De Muynck & Malaisse (1987) et Bruneau et al. (1990).

Il est intéressant de signaler que les villes de la région (Lubumbashi, Likasi, Kolwezi, Ndola, Kitwe, etc.) ont été bâties à partir de la terre des termitières préexistantes sur leurs emplacements actuels (Aloni et al., 1981). Une densité de deux hautes termitières à l'hectare permet de fournir le nombre de briques nécessaires pour la construction

de l'habitat sur cette surface. Or, ces villes furent érigées sur des sites comptant trois à quatre hautes termitières à l'hectare (Figure 20), d'où le titre d'un article «Termites : Insectes nuisibles, friandises ou bâtisseurs de cathédrales et de villes?» (Aloni et al., 1993), (Figure 21).



**Figure 20.** Site situé à 500 mètres à l'ouest-nord-ouest de l'entrée de la ville de Lubumbashi (intersection de la route de Likasi et de celle de l'aéroport) en 1972. Une densité de trois à quatre hautes termitières à l'hectare s'observe facilement (© F. Malaisse).



**Figure 21.** Exploitation en cours d'une haute termitière, à l'arrière plan, pour la production de briques (© F. Malaisse).

Enfin la périurbanisation est encore un thème préoccupant comme le soulignent Bruneau & Mansila (1989), et justifie les recherches en cours (voir notamment les chapitres 13 et 15 dans cet ouvrage).

### 3.2. Élevage de bovins

L'élevage des bovins au Katanga mérite quelques commentaires. Si l'idée d'élever des bovins dans les formations herbacées du Haut-Katanga fut émise dès 1919 par Van Gijssel, sa réalisation prit du temps à se développer.

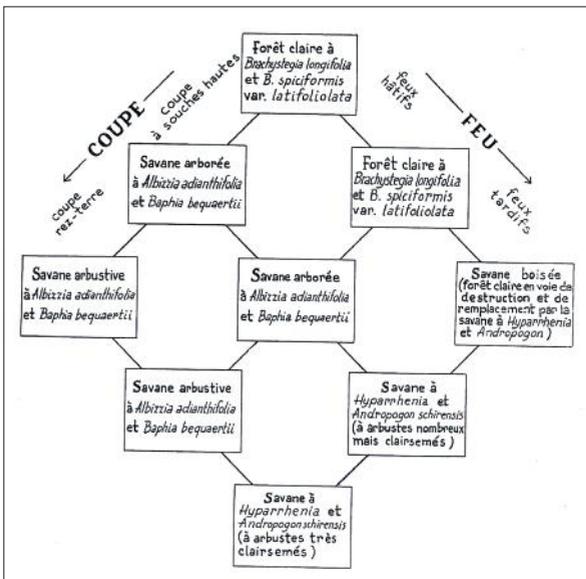
En 1960, les effectifs étaient de l'ordre de 184 000 bovins dans les élevages européens. La race de bovins utilisées était Afrikander, type zébu amélioré par des taureaux Shorten. La plupart des grands ranchs katangais étaient situés dans l'est de la province sur les hauts plateaux couverts de savanes herbacées. Des valeurs de 300 000 têtes sont

signalées pour 1985, mais un effondrement spectaculaire est noté plus tard, les troupeaux étant décimés par les conflits qui se sont succédés entre 1998 et 2002. De très timides reprises locales ont été signalées récemment, notamment à l'ouest de Manono (Radio Okapi, 2012). Le transport des bovins des hauts plateaux vers les grandes villes pose problème.

### 3.3. Le déboisement

La destruction de la forêt claire constitue un autre thème important. Avec la création des villes à l'époque coloniale puis leur croissance et extension depuis l'indépendance, mais encore le développement de villes secondaires et l'établissement de villages le long des axes routiers, l'importance du déboisement s'affirme et est l'objet de commentaires de plus en plus nombreux.

Déjà en 1928-29, Delevoy l'aborde. Ensuite, des expérimentations sont mises en chantier et débouchent sur plusieurs analyses. Delvaux (1958), sur base d'observations suivies pendant cinq années, étudie l'action des coupes et des feux en forêt claire. Protection ou coupe d'une part, feux hâtifs ou tardifs d'autre part, seront à leur tour les facteurs suivis par Symoens & Bingen-Gathy (1959). Ces facteurs induisent des successions différentes, la plupart régressives (Figure 22). L'aspect d'une forêt claire après le passage d'un feu tardif est désolant (Figure 23).



**Figure 22.** Les séries régressives de la forêt claire de type *miombo* sous l'action des coupes et des feux (Symoens & Bingen-Gathy, 1959).

Kabulu et al. (2008) ont étudié la déforestation au Katanga, tandis que Dikumbwa & Kisimba (2000) ont envisagé les incidences du déboisement sur l'approvisionnement urbain des produits de cueillette. L'étude de la déforestation, à partir de données géoréférencées de la République Démocratique du Congo (Defourny et al., 2006), a établi qu'elle a conduit au morcellement de la forêt en fragments beaucoup plus petits, plus isolés et plus vulnérables aux conditions extérieures. Cette déforestation est principalement liée à l'agriculture et aux activités minières (Kabulu et al., 2008). À côté de l'industrie minière, charbonniers, briquetiers et boulangeries sont encore pointés du doigt comme étant des récalcitrants! Cette frag-



**Figure 23.** L'aspect désolant d'une forêt claire de type miombo après le passage d'un feu en saison sèche chaude (Malaisse, 1997).

mentation est intense pour les forêts claires de type *miombo* et pour le complexe forêt claire-savane boisée (Kabalu et al., 2008). Pour une étude plus détaillée des éléments de ce complexe, il convient de consulter Malaisse et al. (2013). Enfin, le thème du déboisement est abordé ces dernières années par de nombreux médias. Ainsi Radio Okapi titre «Lubumbashi : Comment protéger l'environnement du déboisement ?» et infoEnews24.com écrit «Alerte au Katanga : la déforestation scandaleuse».

### 3.4. Bois de feu et charbon de bois

Tant en ville qu'en milieu rural, le recours au charbon de bois a pris une grande importance. La production de charbon de bois a déjà retenu l'attention des forestiers à l'époque coloniale (Schmitz & Misson, 1959). Elle est devenue une activité rémunératrice, principalement le long des axes routiers. Le déboisement périurbain modifie progressivement la position des villages fournisseurs. Ces thèmes ont été abordés dans diverses études (Malaisse, 1979; Malaisse et al., 1980; Malaisse & Binzangi, 1985; Binzangi, 1988; Binzangi et al., 1994; Dikumbwa & Kisimba, 2000).

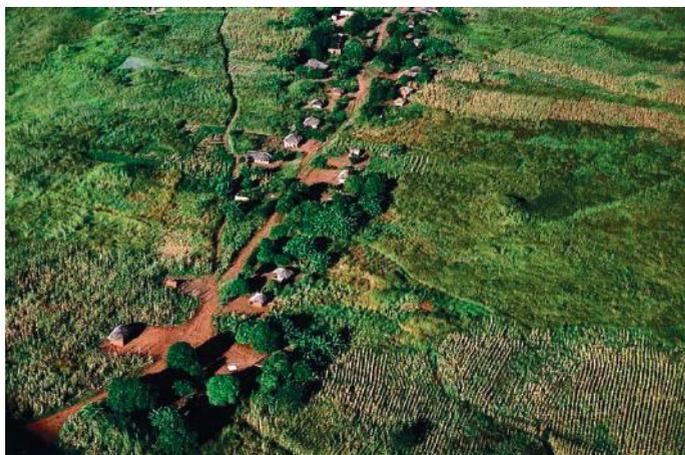
De ces études, il ressort que la distribution spatiale des coupes de bois s'opère sans aménagement forestier préalable, et que les entrepreneurs et les artisans s'attribuent le plus souvent eux-mêmes les parcelles de forêt à exploiter. Les aspects techniques et écologiques de la récolte du bois montrent que l'abattage est sélectif. Le bûcheron producteur de bois de chauffe en stères choisit davantage les petits arbres et abat un arbre sur deux. Il faut 800 kg de bois séché à l'air (1 m<sup>3</sup>) pour produire 144 kg de *makala* à l'aide du *kibiri*, c'est-à-dire la carbonisation d'un amas posé sur le sol et recouvert de mottes de terre. Des tests de carbonisation de bois par essence ont montré trois niveaux de rendement pondéral (15% pour les *Albizia*, 15 à 20% pour les *Brachystegia* spp. et les *Fulbernardia* spp., et plus de 20% pour *Pericopsis angolensis* (Baker) Meeuwen).

Ce thème est toujours d'actualité et fait l'objet d'une étude dans cet ouvrage (voir chapitre 16).

### 3.5. Les mutations agricoles

Le manioc fut le grand gagnant de la «modernisation agricole» pendant la période coloniale. À coup de contraintes «éducatives», on l'a fait cultiver par la majorité des paysans. Il fut imposé au milieu des années 1920 au Katanga, étant désigné par l'administration coloniale comme culture miracle. Il s'agissait de constituer «un grenier dans le sol». Il inonda les champs à partir des années 1930 avec le raz-de-marée des cultures obligatoires et des travaux routiers. Ceci faisait suite à la grande découverte qu'un travailleur bénéficiant d'un régime alimentaire équilibré fournit un meilleur rendement.

Au début des années quatre-vingt, un nouveau changement s'esquisse. Il répond principalement au développement de deux ennemis du manioc, à savoir la cochenille farineuse du manioc et le virus de la mosaïque du manioc (Malaisse, 1997). Dès 1983, la culture du maïs explose ; déjà en 1985, dans les environs de Lubumbashi, 65 % des terres cultivées sont consacrées au maïs (Figure 24).



**Figure 24.** Environs de Lubumbashi, les champs de maïs ont supplanté ceux de manioc aux abords d'une piste (avril 1990) (Malaisse, 1997).

Plusieurs caractères différencient ces deux plantes. Le plant de manioc vit plusieurs années alors que le maïs est une plante annuelle. Le premier peut se contenter d'un sol relativement pauvre, le deuxième est plus exigeant. Le premier se multiplie par bouture, le deuxième exige l'acquisition de graines. Du point de vue nutritionnel, il n'est pas évident de conclure sur les différences entre la farine de manioc et celle du maïs. On retiendra, très succinctement, que le manioc fournit des racines consommées mais aussi des feuilles utilisées pour la préparation de divers plats. Les racines de manioc doivent être transportées des champs aux emplacements de rouissage, une opération qui dure de 2 à 8 jours et qui permet le ramollissement et la détoxification du manioc amer, souvent préféré pour son meilleur rendement (Trèche & Massamba, 2017). Il semble que ce soit cette difficulté de préparation qui a joué en faveur du maïs.

## 4. Conclusions

Le présent article se proposait d'apporter une information certes incomplète et disparate, mais néanmoins utile à une réflexion environnementale pour le sud du Katanga, un territoire qui présente une réalité en mouvement (Grogan et al., 2013) et pour lequel les prémices présentées ci-avant sont susceptibles d'apporter des éléments de base non négligeables pour toute réflexion à entreprendre.

## Remerciements

Mes remerciements vont en premier lieu aux Professeurs Jan Bogaert, Grégory Mahy et Gilles Colinet, pour m'avoir fait le plaisir de m'inviter à rédiger un chapitre du présent ouvrage. Je suis également reconnaissant au Professeur Jan Bogaert et à Claire Parmentier et Éléonore Beckers pour leurs remarques et suggestions. Stéphanie Davister et Jacques Mignon m'ont grandement facilité l'accès à divers documents, tandis que Dominique Verniers a assuré la mise en page; je leur adresse mes vifs remerciements.

## Bibliographie

- Aloni K. et al., 1981. À propos des volumes apparent et réel des hautes termitières au Shaba méridional (Zaïre). *Geo-Eco-Trop*, **4**, 103-121.
- Aloni K. et al., 1993. Termites : insectes nuisibles, friandises ou bâtisseurs de cathédrales et ... de villes. *Défis-Sud*, **12**, 36-37.
- Anonyme, 1956. *Union minière du Haut Katanga, 1906-1956*. 2<sup>e</sup> éd. Bruxelles : L. Cuypers.
- Anonyme, 1961. *Élisabethville 1911-1961*. Bruxelles : L. Cuypers.
- Binzangi K., 1988. *Contribution à l'étude du déboisement en Afrique tropicale : le cas du Shaba méridional*. Thèse de doctorat : Faculté des Sciences, Université de Lubumbashi (RDC).
- Binzangi K., Tshibangu K., Degreef J. & Malaisse F., 1994. Le déboisement en Afrique tropicale. *Défis-Sud*, **14**, 36-37.
- Boast R., 1990. Dambos: a review. *Prog. Phys. Geogr.*, **14**, 153-177.
- Brooks R.R. & Malaisse F., 1985. *The heavy metal tolerant flora of South-Central Africa – a multidisciplinary approach*. Rotterdam, The Netherlands: A.A. Balkema.
- Bruneau J.C. & Mansila F.K., 1989. Des corons aux villages neufs : le retour à la terre en périphérie de Kolwezi (Zaïre). In : La péri-urbanisation dans les pays tropicaux. *Espaces trop.* (CEGET-CNRS, Talence), **1**, 211-235.
- Bruneau J.C. & Pain M., 1990. *Atlas de Lubumbashi, 133*. Nanterre, France : Université Paris X, Centre d'Études Géographiques sur l'Afrique Noire.
- Campbell B.M. (Ed.), 1996. *The Miombo in transition: woodlands and welfare in Africa*. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Chapelier A., 1957. *Élisabethville. Essai de géographie urbaine*. Mémoire de la Classe des Sciences naturelles et médicales, Académie Royale des Sciences Coloniales, (N.S.), **VI**(5), 1-167.

- Chrétien J.P., 1979. Les années de l'éleusine, du sorgho et du haricot dans l'ancien Burundi. Écologie et idéologie. *Afr. Econ. Hist.*, **7**, 75-92.
- Cornet J., 1906. *Sur la distribution des sources thermales au Katanga*. Liège, Belgique : Vaillant-Carmanne.
- De Dapper M. & Malaisse F., 1979. Relations entre les différents stades d'érosion d'une cuirasse latéritique et la végétation sur le plateau de la Manika (Shaba, Zaïre). *Geo-Eco-Trop*, **3**(2), 99-117.
- Defourny P. et al., 2006. *L'occupation du sol de la République Démocratique du Congo*. Louvain-la-Neuve, Belgique : Presses Universitaires de Louvain.
- Delevoy G., 1928-29. *La question forestière au Katanga (Congo Belge)*. Bruxelles : Office publ., J. Lebègue & Cie.
- De Plaen G., Malaisse F. & Brooks R.R., 1982. The copper flowers of Central Africa and their significance for prospecting and archaeology. *Endeavour*, **6**, 72-77.
- Delaude C., Mulkay P., Ngoy K. & Pauwels L., 1993. *Munkoyo. Les boissons fermentées africaines*. Liège, Belgique : A. Degive.
- Dikumbwa N., 1990. Facteurs éoclimatiques et cycles biogéochimiques en forêt dense sèche zambézienne (Muhulu) du Shaba méridional. *Geo-Eco-Trop*, **14**, 1-159.
- Dikumbwa N. & Kisimba K., 2000. Incidences du déboisement sur l'approvisionnement de la ville de Lubumbashi en produits de cueillette. *Cahier Vétérinaire du Congo*, **3**(1-2), 43-50.
- Duvigneaud P. & Denaeyer-De Smet S., 1963. Cuivre et végétation au Katanga. *Bull. Soc. R. Bot. Belg.*, **96**, 92-231.
- Erens H. et al., 2015. Variation in properties within *Macrotermes falciger* mounds. *Geoderma*, **249-250**, 40-50.
- Fanshawe D.B., 1969. *The vegetation of Zambia*. Forest Research, Bulletin 7. Lusaka, Zambia: Ministry of Rural Development.
- FAO, 1992. Chemical composition and nutritional value of maize. In: *Maize in human nutrition*. Rome: FAO.
- Greaves R.D. & Kramer K.L., 2014. Hunter-gatherer use of wild plants and domesticated: archaeological implications for mixed economies before agricultural intensification. *J. Archeol. Sci.*, **41**, 263-271. DOI: 10.1016/j.jas.2013.08.014
- Grévisse F., 1950. Salines et saliniers indigènes du Haut-Katanga. *Bull. Trim. Centre Ét. Prob. Soc. Indig.*, **11**, 7-85.
- Grogan K., Birch-Thomsen T. & Lyimo J., 2013. Transition of shifting cultivation and its impact on people's livelihoods in the miombo woodlands of Northern Zambia and South-West Tanzania. *J. Hum. Ecol.*, **41**, 77. DOI :10.1007/s10745-012-9537-9
- Hilu K.W., De Wet J.M.J. & Harlan J.R., 1979. Archaeological studies of *Eleusine coracana* ssp. *coracana* (finger millet). *Am. J. Bot.*, **66**, 330-333.
- Illgner P.M., Nel E.L. & Roberston M.P., 1998. Beekeeping and local self-reliance in rural Southern Africa. *Geogr. Rev.*, **88**(3), 349-362.
- Kabulu D.J. et al., 2008. Analyse de la structure spatiale des forêts au Katanga. *Ann. Fac. Sc. Agro.*, **1**(2), 12-18.
- Latham P., 2008. *Chenilles comestibles et leurs plantes nourricières dans la province du Bas-Congo*. 2<sup>e</sup> éd. Farneth, UK : Latham.
- Lawton R.M., 1982. Natural resources of the miombo woodlands and recent changes in agricultural land and practises. *For. Ecol. Manage.*, **4**(3), 287-297.
- Leblanc M. & Malaisse F., 1978. *Lubumbashi, un écosystème urbain tropical*. Lubumbashi, RDC : Centre International de Sémiologie, Université Nationale du Zaïre.

- Lisowski S. & Malaisse F., 1989. Groupements végétaux des mares et anses calmes des rivières du plateau des Kundelungu. In: Symoens J.J. (Ed.). *Exploration hydrobiologique du Bassin du Lac Bangweolo et du Luapula*. Volume XVIII, fascicule 1. Bruxelles : Cercle Hydrobiologique de Bruxelles.
- Lisowski S., Malaisse F. & Symoens J.J., 1971a. Une flore des hauts plateaux du Katanga. *Mitt. Bot. Staatssamml. Münch.*, **10**, 51-56.
- Lisowski S., Malaisse F. & Symoens J.J., 1971b. Un index des récolteurs des hauts plateaux du Katanga. *Mitt. Bot. Staatssamml. Münch.*, **10**, 512-532.
- Livingstone D., 1857. *Missionary travels and researches in South Africa: including a sketch of sixteen years' residence in the interior of Africa, and a journey from the Cape of good hope; thence across the continent, down the river Zambesi, to the eastern ocean*. London: John Murray.
- Lootens-De Muynck & Malaisse F., 1987. La circulation urbaine à Lubumbashi (Zaïre). *Rev. Belg. Géogr.*, **111**(3-4), 173-189.
- Lootens-De Muynck et al., 1980. Lubumbashi en 1980 et ses relations avec son environnement régional. *Geo-Eco-Trop*, **4**(1-4), 139-163.
- Malaisse F., 1969. La pêche collective par empoisonnement au «buba» (*Tephrosia vogelii* Hook f.). Son utilisation dans l'étude des populations de poissons. *Nat. Belg.*, **50**, 481-500.
- Malaisse F., 1970. La pêche au «katula» (*Diospyros mweruensis* White - Ebenaceae). *Bull. Trimestr. Cent. Étud. Prob. Soc. Indig.*, **90-91**, 321-331.
- Malaisse F., 1975. Carte de la végétation du bassin de la Luanza. In : Symoens J.J. (Ed.). *Exploration hydrobiologique du Bassin du Lac Bangweolo et du Luapula*. Volume XVIII, fascicule 2. Bruxelles : Cercle Hydrobiologique de Bruxelles.
- Malaisse F., 1978a. The miombo ecosystem. In: *Tropical forest ecosystems, a state-of-knowledge report prepared by UNESCO/UNEP/FAO*. Paris, UNESCO. *Nat. Resour. Res.*, **16**, 589-606.
- Malaisse F., 1978b. High termitaria. In: Werger M.J.A. (Ed.). *Biogeography and ecology of Southern Africa*. The Hague, The Netherlands: W. Junk. *Monogr. Biol.*, **31**, 1279-1300.
- Malaisse F., 1979. L'homme dans la forêt claire zambézienne. *Afr. Econ. Hist.*, **7**, 38-64.
- Malaisse F., 1984. Structure d'une forêt dense sèche zambézienne des environs de Lubumbashi (Zaïre). *Bull. Soc. R. Bot. Belg.*, **117**, 428-458.
- Malaisse F., 1985. Comparison of the woody structure in a regressive Zambesian succession with emphasis on high termitaria vegetation (Luiswishi, Shaba, Zaïre). *Bull. Soc. R. Bot. Belg.*, **118**, 244-265.
- Malaisse F., 1988. Les groupements végétaux des sols salins à Mwashya (Shaba, Zaïre). *Bull. Soc. R. Bot. Belg.*, **121**, 97-104.
- Malaisse F., 1993. The ecology of Zambesian dry evergreen forest with recommendations for conservation management. In: Lieth H. & Lohman M. (Eds.). *Restoration of tropical forest ecosystems*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer.
- Malaisse F., 1997. *Se nourrir en forêt claire africaine. Approche écologique et nutritionnelle*. Gembloux, Belgique : Les Presses agronomiques de Gembloux.
- Malaisse F., 2001. Lessons from the past for a better future: ethnoecology, a promising link between tradition and science regarding biodiversity management. In: *Science and tradition: roots and wings for development*. Bruxelles : A.R.S.O.M./UNESCO.
- Malaisse F., 2010. *How to live and survive in Zambesian open forest (Miombo ecoregion)*. Gembloux, Belgique : Les Presses agronomiques de Gembloux.
- Malaisse F. & Binzangi K., 1985. Wood as a source of fuel in Upper Shaba. *Commonw. For. Rev.*, **64**(3), 227-239.

- Malaisse F. et al., 2000. Preliminary observations on Zambebian dry evergreen forest gaps. *In*: Ceulemans R., Bogaert J., Deckmyn G. & Nijs I. (Eds.). *Topics in ecology: structure and function in plants and ecosystems*. Antwerp, Belgium: University of Antwerp, U.I.A.
- Malaisse F. et al., 2013. Apport de la surface terrière dans la détermination des formations végétales dominées par le *tapia* (*Uapaca bojeri*) à Madagascar. *In* : Verheggen F., Bogaert J. & Haubruge É. (Eds). *Les vers à soie malgaches. Enjeux écologiques et socio-économiques*. Gembloux, Belgique : Les Presses agronomiques de Gembloux.
- Meerts P. & Hasson M., 2016. *Arbres et arbustes du Haut-Katanga*. Meise, Belgique : Jardin Botanique Meise.
- Miller D.E. & Maggs T., 1994. *Precolonial metalworking in Africa, especially southern Africa: a bibliography*. Rondebosch, Republic of South Africa: University of Cape Town (African Studies Library), Department of Archaeology.
- Mujinya B.B. et al., 2014. Spatial patterns and morphology of termite (*Macrotermes falciger*) mounds in the Upper Katanga, D.R. Congo. *Catena*, **114**, 97-106.
- Nikis N., 2015. *Le cuivre pour retracer l'histoire des peuples d'Afrique centrale*. <http://www.africamuseum.be/research/general/research-picture/nicolas-nikis?searchterm=nikis>
- Okezie B.O., Kosikowski F.V. & Markakis P., 1982. Cassava as food. *Critical Rev. Food Sci. Nutr.*, **17**(3), 59-275.
- Parent G., Malaisse F. & Verstraeten C., 1978. Les miels dans la forêt claire du Shaba méridional. *Bull. Rech. Agron. Gembloux*, **13**, 161-176.
- Petit P., 2000. *Les saumiers de la savane orientale. Approche ethnographique de l'industrie du sel chez les Luba, Bemba et populations apparentées (Congo, Zambie)*. Bruxelles : Académie Royale des Sciences d'Outre-Mer, Classe des Sciences morales et politiques.
- Pirard E., 2010. A history of early copper exploitation in Katanga (D.R. Congo). *In*: *Proceedings INHIGEO 2010*. Poster, <http://hdl.handle.net/2268/40083>
- Radio-Okapi, 2012. *Manono : la relance de l'élevage favorise l'accroissement du bétail*, [www.radiookapi.net/mot-cle/bovins](http://www.radiookapi.net/mot-cle/bovins)
- Richards A.I., 1939. *Land, labour and diet in Northern Rhodesia: An economic study of the Bemba tribe*. Oxford, UK: Oxford University Press for International African Institute.
- Schmitz A., 1962. Les Muhulu du Haut-Katanga méridional. *Bull. Jard. Bot. Brux.*, **32**, 221-299.
- Schmitz A., 1963. Aperçu sur les groupements végétaux du Katanga. *Bull. Soc. R. Bot. Belg.*, **96**, 233-447.
- Schmitz A. & Misson A., 1959. *Catalogue de l'arboretum de l'Étoile, Élisabethville (Congo Belge)*, série B, fascicule 15. Bruxelles, Belgique : Comité Spécial du Katanga.
- Stroomgaard P., 1983. *Chitemene shifting cultivation: the ecological basis of a changing subsistence economy*. Copenhagen: Copenhagen University, Geography Institute.
- Symoens J.-J., 1953. Note sur la végétation des salines de Mwashya (Katanga). *Bull. Soc. R. Bot. Belg.*, **86**, 113-121.
- Symoens J.-J., 1968. La minéralisation des eaux naturelles. *In*: Symoens J.J. (Ed.). *Exploration hydrobiologique du Bassin du Lac Bangweolo et du Luapula*. Volume II, fascicule 1. Bruxelles : Cercle Hydrobiologique de Bruxelles.
- Symoens J.-J. & Bingen-Gathy A., 1959. L'action humaine (coupes et feux) sur la végétation de la forêt claire katangaise. *Biol. Jaarb.* **27**, 200-213.
- Trèche S. & Massamba J., 2017. *Demain le manioc sera-t-il encore l'aliment de base des congolais ?*, [www.fao.org/3/a-u3550t/u3550t0b.htm](http://www.fao.org/3/a-u3550t/u3550t0b.htm), consulté le 15-02-2017.
- Vellut J.-C., 1979. Diversification de l'économie de cueillette : miel et cire dans les sociétés de la forêt claire d'Afrique centrale (c. 1600-1950). *Afr. Econ. Hist.*, **7**, 93-112.

- 
- Verbeken A. & Walraet M., 1953. La première traversée du Katanga en 1806. Voyage des «Pombeiros» d'Angola aux Rios de Sena (traduction et annotation). *Mém. Inst. R. Col. Belg.*, Cl. Sc. Mor. Polit., IRCB, **3**, 2-133.
- von der Heyden J.C., 2004. The hydrology and hydrogeology of dambos: a review. *Prog. Phys. Geog.*, **28**(4), 544-564.
- Waldecker B., 1966; 1967. Salines du Katanga, notamment de Mwanshya. *Bull. Trimest. Cent. Étud. Probl. Soc. Indig.*, **75-76**, 3-54; **77**, 3-30; **79**, 49-91.
- White F., 1957. Note on the Ebenaceae. III. *Diospyros monbuttensis* and two related species. *Bull. Jard. Bot. Bruxelles*, **27**(3), 515-531.
- White F., 1983. *The vegetation of Africa. A descriptive memoir to accompany the UNESCO/AEFAT/UNISO vegetation map of Africa*. Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.





# Partie 1

Biodiversité végétale



# 1

---

## Conservation *ex situ* de la flore cupro-cobalticole du Haut-Katanga en banque de graines

Wilfried MASENGO KALENGA, Sylvain BOISSON, Julie LEBRUN, Guylain HANDJILA, Michel NGONGO LUHEMBWE, Mylor NGOY SHUTCHA, Jan BOGAERT, Soizig LE STRADIC, Maxime SÉLECK, Grégory MAHY\*

La conservation *ex situ* des espèces végétales sous forme de banque de graines nécessite un savoir-faire et une infrastructure appropriés au contexte local. Nous décrivons la mise en place d'une banque de graines d'espèces cupro-cobalticoles menacées en réponse à la destruction des habitats cuprifères, dans les conditions locales, à l'Université de Lubumbashi (Haut-Katanga, République Démocratique du Congo). Deux régions ont été choisies pour la collecte de graines : Lubumbashi et Fungurume. Au laboratoire, les graines ont été nettoyées, conservées en lots et une base de données a été mise en place sur le site web Copperflora.org pour échanger l'information. Les graines ont été stockées dans trois conditions différentes : à la température de la salle, au réfrigérateur et en ultra-séchage pour maximiser les chances de réussites. Au total, 36 espèces appartenant à 13 familles ont été conservées à l'Université de Lubumbashi. Septante-deux pourcents des espèces sont des endémiques strictes et larges des gisements de cuivre du Katanga ; 50 % d'entre elles sont des espèces en danger et danger critique d'extinction selon les critères de l'UICN. Quatre espèces connues d'un seul site, en voie d'extinction, sont conservées dans la banque de graines, il s'agit de : *Crepidiorhopalon perennis* (P.A.Duvign.) Eb.Fisch., *Gutenbergia pubescens* (S.Moore) C.Jeffrey, *Euphorbia fanshawei* LC.Leach et *Vigna dolomitica* R.Wilczek. Le programme devrait être poursuivi avec deux priorités : étendre la zone géographique de l'échantillonnage pour récolter les taxons endémiques des collines de cuivre qui ne sont pas encore présents dans la banque de graines ; étendre les collections aux espèces d'intérêt pour les stratégies de réhabilitation des sites miniers.

### **Ex situ conservation of the Upper Katanga copper flora in a seed bank**

*Ex situ* conservation in seed banks is dependent on adequate know-how and infrastructure. We describe the implementation of an *ex situ* seed bank at the University of Lubumbashi for the conservation of Katangan copper plant taxa threatened by the destruction of their habitat due to mining activities. Two sites were selected for seed collection: Lubumbashi and Fungurume. After harvesting, seeds were cleaned, counted and stored in seed lots. A database was set up to manage and share the information on the web site Copperflora.org. Seeds were stored under three conditions: at room temperature, in the refrigerator and in ultra-drying conditions. Thirty-six copper species belonging to 13 families were stored at the University of Lubumbashi. Seventy-two percent of the species are strict and broad endemics; 50% of the species are in danger and/or

critically in danger (IUCN). Four species with a limited distribution (one single known location) are preserved in the seed bank, i.e. *Crepidorhopalon perennis* (P.A.Duvign.) Eb.Fisch., *Gutenbergia pubescens* (S.Moore) C. Jeffrey, *Euphorbia fanshawei* L.C.Leach et *Vigna dolomitica* R.Wilczek. The program should be extended with two priorities: the extension of the collection zone to include endemic species currently not yet present in the seed bank; and the inclusion of species suitable for rehabilitation programs of polluted soils.

## 1. Introduction

Les espèces animales et végétales présentent aujourd'hui des taux d'extinction cent à dix mille fois plus élevés que ceux observés durant les périodes géologiques passées (Schoen & Brown, 2001; He & Hubbell, 2011). Les biologistes de la conservation attribuent ce phénomène à un niveau accru de destruction d'habitats naturels et d'anthropisation globale de la biosphère (Wilcox & Murphy, 1985; Pimm et al., 1995). La conservation des ressources naturelles vivantes est devenue une préoccupation centrale dans les débats internationaux sur la protection de l'environnement et le réchauffement climatique (CDB, 2010). Dans un contexte d'anthropisation globale, la conservation *ex situ* de la biodiversité, en particulier des espèces végétales, complète la conservation *in situ* qui dépend des habitats naturels (Cohen et al., 1991; Hamilton, 1994; Schoen & Brown, 2001; Havens et al., 2006). Parmi les menaces planant sur le règne végétal sont pointées les activités minières, et plus particulièrement l'exploitation à ciel ouvert des gisements qui mène à la destruction des habitats de populations d'espèces végétales (Lande, 1998; Bradshaw, 2000; Woodruff, 2001; Hill et al., 2002; Jacobi et al., 2007). La conservation *ex situ* est, dans cette situation, nécessaire puisqu'elle est caractérisée par une exportation d'individus ou d'organes en dehors de leur milieu naturel et, pour les végétaux, peut se réaliser en jardin botanique ou en banque de graines (Phartyal et al., 2002; Godefroid et al., 2013).

La Convention sur la Diversité Biologique (CDB) et la Stratégie Mondiale pour la Conservation des Plantes (SMCP) ont recommandé de stocker 75% des espèces menacées en collections *ex situ* accessibles, de préférence situées dans leurs pays d'origine (SMCP, 2012). Les priorités de conservation des végétaux ont été fixées à l'aide des critères établis par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (IUCN). Au sein du groupe menacé (CR : critiquement en danger, EN : en danger et VU : vulnérable), les critères retenus pour identifier la catégorie sont la réduction de la taille de la population (critère A), la répartition géographique (critère B), le nombre d'individus des petites populations et le déclin (critère C), le nombre d'individus des très petites populations (critère D) et l'analyse quantitative de la probabilité d'extinction dans la nature (critère E). Considérant ces critères, le risque d'extinction toucherait plus particulièrement les espèces endémiques à distribution restreinte (Ginocchio & Baker, 2004). Même si les écosystèmes forestiers ont longtemps été considérés comme les zones prioritaires pour la conservation, le débat s'ouvre aujourd'hui sur les prairies et les savanes tropicales (Veldman et al., 2015).

Au sud de la République Démocratique du Congo, plus de 550 espèces composent les formations de végétations herbacées originales incluant des taxons endémiques

(Duvigneaud & Denaeyer-De Smet, 1963; Leteinturier, 2002; Séleck et al., 2013). Cette végétation herbacée est distribuée sur des sols dont les teneurs biodisponibles en cuivre (Cu) et cobalt (Co) sont 100 à 1 000 fois plus élevées que les sols non métallifères de la région (Duvigneaud & Denaeyer-De Smet, 1963; Saad et al., 2012; Séleck et al., 2013; Faucon et al., 2016). Cette particularité tire son origine dans la présence d’affleurements (ou gisements) métallifères riches en Cu et en Co, dessinant dans le paysage des collines (Cailteux et al., 2005; Kampunzu et al., 2009). Plusieurs centaines d’affleurements forment un arc s’étendant de Kolwezi (République Démocratique du Congo) jusqu’à la province du Copperbelt en Zambie. La partie katangaise, nommée Arc cuprifère katangais (ACK), entre Kolwezi et Lubumbashi, présente plus de 160 collines. Cette flore, définie comme cupro-cobalticole, comporte 57 métalphytes endémiques à l’Arc cuprifère, parmi lesquelles 32 présentent toutes leurs populations sur des sites métallifères (endémiques strictes) et 25 présentent au moins 75 % de leurs populations sur des sites métallifères (endémiques larges) (Faucon et al., 2010). À l’échelle mondiale, la flore cupro-cobalticole du Haut-Katanga est reconnue pour la grande diversité de métalphytes qui la constituent (Brooks & Malaisse, 1985).

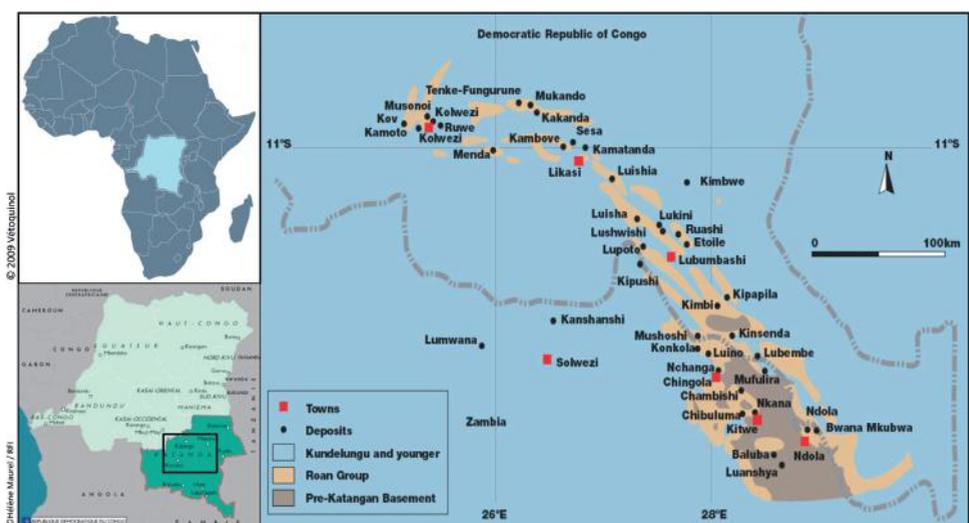
Les gisements de Cu et Co de l’Arc cuprifère katangais sont également connus pour leur intérêt géologique et économique. La reprise de l’exploitation minière dans la province est intervenue dans les années 2000 avec un impact significatif sur la biodiversité, sur l’environnement et sur la santé (Banza et al., 2009; Manda et al., 2010; Cheyns et al., 2014). Faucon et al. (2010) ont montré que 89 % des espèces endémiques sont menacées d’extinction selon les critères UICN. Au regard de ces menaces, la conservation des espèces cupro-cobalticoles est nécessaire afin de répondre aux exigences internationales.

Même si les recherches sur la flore cupro-cobalticole du Katanga existent depuis plus de 50 ans, la mise en place de stratégies de conservation a démarré il y a 10 ans grâce à la collaboration internationale entre plusieurs institutions (Le Stradic et al., 2016). Deux stratégies de conservation complémentaires ont été développées : i) la conservation de collections vivantes d’individus ou de populations métalphytes dans leur milieu natif (*in situ*) et, ii) en dehors de l’habitat d’origine, notamment au jardin botanique de l’Université de Lubumbashi (*ex situ*). Leur mise en place a nécessité plusieurs années de recherches demandant de caractériser les relations plante-sol ou communautés-sol, notamment les niches édaphiques des métalphytes ou leur tolérance aux métaux du sol en conditions naturelles et artificielles (Chipeng et al., 2010; Faucon et al., 2012; Saad et al., 2012; Ilunga Wa Ilunga et al., 2013; Ilunga Wa Ilunga et al., 2015; Boisson et al., 2016a; Boisson et al., 2016b; Boisson et al., 2016c; Delhaye et al., 2016; Faucon et al., 2016; Boisson et al., 2017). Cependant, peu de données sur les possibilités de conservation *ex situ* sous forme de banque de graines sont disponibles, malgré l’opportunité d’une telle approche. Dans ce contexte, l’objectif général de cette étude est d’analyser la faisabilité de la constitution d’une banque de graines d’espèces cupro-cobalticoles d’intérêt de conservation, en réponse à l’exploitation des ressources naturelles des habitats cuprifères.

## 2. Matériel et méthodes

### 2.1. Site d'étude

La banque de graines et les sites de récoltes sont situés sur l'Arc cuprifère katançais, qui se trouve dans le district phytogéographique du Haut-Katanga (République Démocratique du Congo) (Figure 1). C'est une sous-région de la grande région soudano-zambézienne se trouvant dans le domaine zambézien, (Duvigneaud & Timperman, 1959). Elle comprend environ 160 sites métallifères répartis sur plus de 300 km de long et 50 km de large (Duvigneaud & Denayer-De Smet, 1963 ; Leteinturier, 2002 ; Malaisse et al., 2016). La région a un climat subtropical humide du type Cw6 selon la classification de Köppen (Bultot, 1950).



**Figure 1.** Arc cuprifère katançais dans le sud-ouest de la République Démocratique du Congo (Boisson, 2016).

### 2.2. Choix des espèces et mise en place de l'infrastructure de conservation

La mise en place de la structure de la banque de graines a suivi un mode opératoire spécifique (Tableau 1) afin d'optimiser le choix des espèces cupro-cobalticoles à conserver. Cette démarche a nécessité, à chaque étape, de répondre à des questions à propos de la biologie, de la physiologie, et du comportement des graines et des espèces (Smith et al., 2003). À partir de la liste exhaustive des espèces végétales, trois groupes prioritaires ont été définis : i) les espèces endémiques strictes des affleurements métallifères de l'ACK (certaines espèces ont été identifiées sur 1 à 5 sites), ii) les espèces endémiques larges (certaines espèces se retrouvent sur plus de 30 sites) et, iii) les espèces tolérantes aux fortes concentrations de cuivre dans le sol, qui peuvent être des espèces endémiques strictes ou larges. Pour la classification, nous avons utilisé comme source d'information principale la publication de synthèse de Faucon et al. (2010) qui est la référence la plus récente de révision taxonomique.

L'infrastructure nécessaire à la conservation de graines a été établie dans un local de 2,70 m × 4,30 m. Ce local a été aménagé avec du matériel adapté à une banque de graines, tel que des armoires de stockage (armoires de conservation, réfrigérateur, silicagel, etc.), du matériel de mesure (thermomètre, balance de précision, etc.), du matériel de nettoyage (tamis, microscope, etc.), du matériel de test (boîtes de Pétri, etc.) et un ordinateur pour traiter les données.

**Tableau 1.** Questions principales à prendre en compte pour la mise en place d'une banque de graines *ex situ* d'espèces destinées à la conservation.

Questions	Sources d'information/référence	Implication pour la mise en place
1. Quel type de graines à conserver ?	Littérature (Pérez-García et al., 2007)	Toutes les stratégies
2. Comment conserver et expédier les graines chez les utilisateurs ?	Décision fondamentale	Nombre de graines (volume) requis
3. Le statut est-il national, régional ou international ?	Herbarium/littérature (Faucon et al., 2010)	Stratégies de récolte
4. Comment est leur écologie ?	Littérature (Faucon et al., 2010; Ilunga Wa Ilunga et al., 2013; Malaisse et al., 2016)	Stratégies de récolte
5. Quel est le système de reproduction ?	Littérature (Le Stradic et al., 2015; Delhay et al., 2016)	Stratégies de récolte
6. Quelle est la phénologie de la fructification ?	Herbarium/littérature (Delhay et al., 2016)	Logistique de récolte
7. Quel type de fruit/ou de graines ?	Littérature (Malaisse et al., 2016)	Logistique et volume de récolte
8. Les graines sont-elles fertiles ?	Littérature (Godefroid et al., 2013)	Nombre de graines possible dans le fruit ou pas (volume)
9. Quelle est la taille de graines ?	Littérature (Leishman et al., 1995)	Volume de collection et taille du matériel pour le stockage
10. Quel est le contenu en huile ?	Littérature (Li et al., 2006)	Le niveau requis pour le séchage
11. Quel est le contenu en eau dans les graines matures ?	Littérature (Li et al., 2006)	Le niveau requis pour le séchage
12. Comment est la dormance de graines ?	Littérature (Baskin & Baskin, 2000)	Matériels et coût du test de germination
13. Quelle est la longévité de graines ?	Littérature (Baskin & Baskin, 2000)	Conditions de séchage et de stockage

### 2.3. Récolte de graines

Les différents sites de récoltes sont situés dans la région centrale de l'ACK (Fungurume) et autour de Lubumbashi (Figure 1). Comme le montre la fiche de récolte (Figure 2), chacune a été réalisée en prenant systématiquement les mêmes informations concernant le lot (identifiant, nom du taxon, nombre de graines), la récolte (le nom du récolteur, la date de récolte, le site et les coordonnées géographiques, la surface de la population échantillonnée en m<sup>2</sup>, la méthode d'échantillonnage, la taille de la population, le nombre de plantes matures, le nombre de plantes échantillonnées, l'état phénologique de la population, la formation végétale, les espèces associées et la pente) et la conservation (site de conservation, date de conservation et nombre de graines). Des herbiers et des photos ont été collectés au besoin. Au total, 99 personnes ont participé aux récoltes de graines, parmi lesquelles certaines ont participé à plus de 10 % de toutes les récoltes, assurant la cohérence de la méthodologie : H. Kabulo,

G. Handjila, T. Ilunga, J. J. Luzanga, R. Ilunga, S. Le Stradic et C. Kabey. Chaque récolte a été divisée en deux lots qui étaient envoyés respectivement au Jardin Botanique de Meise (anciennement Jardin Botanique National de Meise-BR) et à l'Université de Lubumbashi. Une fois au laboratoire, les graines ont été séchées, nettoyées, comptées. Les lots ont été divisés pour la répartition entre BR et UNILU et stockés, à l'UNILU, au sein d'un lot identifié. La base de données interne a été créée en reprenant les informations de chaque lot de graines et en différenciant toujours les lots de graines conservés au Jardin Botanique de Meise et la banque de graines de l'Université de Lubumbashi. En 2012, l'ensemble des données relatives à la collecte et à la conservation des lots de graines ont été transférées dans une base de données externe (en ligne) intégrant les actions de conservation (Copperflora.org, 2012).

**Collecting data form (seedbank)**





<b>Collection number</b>		TFM	
<b>Collector name</b>			
<b>Collection date</b>		YYYY	MM
<b>Site</b>		GPS réf	
<b>Taxon name</b>			
<b>Herbarium voucher</b>	Yes/No	Ref	<b>Photos</b> Yes/No
<b>Sampling area (m<sup>2</sup>)</b>			
<b>Sampling method</b>	Random..... Systematic..... Transect (linear)..... Core of pop..... Edge of pop..... Other.....	<b>Population size</b>	< 5 ind..... 5-50 ind..... 50-500 ind..... 500-1000 ind..... 1000- 5000 ind..... > 5000 ind.....
<b>Number of mature plants found</b>	1..... 2-5..... 5-10..... 10-25..... 25-50..... 50-100..... 100-500..... 500-1000..... >1000.....	<b>Number of plants sampled</b>	BR.....Ind UNILU (bis).....Ind
<b>Prevalent aspect</b>		<b>Percentage of rocks (%)</b>	<b>Destination</b> <b>Departure date</b>
N..... N-E..... E..... S-E..... S..... S-W..... W..... N-W..... No prevalent aspect		<b>Associated species</b> 1 2 3	<input type="checkbox"/> BR <input type="checkbox"/> UNILU
		<b>Collecting Notes/ Remarks</b>	

Fill in one sheet per (sub)population  Encode sur copperflora

**Figure 2.** Fiche standard de récolte de graines de la flore cupro-cobalticole.

## 2.4. Stockage de graines et conditions de conservation

Les lots de graines ont été stockés selon trois conditions (Figure 3) : i) température et humidité ambiante (salle de stockage, S), ii) basse température et humidité ambiante (réfrigérateur, R) et, iii) température ambiante et humidité basse (ultra-séchage en

bocal, U). En l'absence de connaissance sur le comportement des graines des espèces cibles, une diversité de méthodes de conservation réduit le risque d'échec. À terme, les meilleures méthodes de conservation pourront être identifiées. Les graines ont été conservées dans des enveloppes en papier de  $9,5 \times 14,5$  cm. Les différents lots de graines ont été stockés dans les armoires en bois de  $25 \times 80$  cm. Au réfrigérateur, la température varie de  $0^{\circ}\text{C}$  à  $10^{\circ}\text{C}$  et l'humidité relative (RH) est de 15 %. En ultra-séchage, les enveloppes de graines ont été stockées dans des bocaux en verre hermétiquement fermés (1 et 1,5 litres) contenant du silicagel – afin de baisser RH à moins de 5 % – isolé des graines par de l'ouate. Le silicagel avec indicateur coloré permet un séchage progressif et continu des graines. Il doit être remplacé lorsqu'un changement de couleur des cristaux est observé afin d'éviter une réhumidification des lots. La température et RH dans la salle de stockage des graines et dans le réfrigérateur ont été mesurées à partir d'une station météo portable de marque TFA Dostmann/Wertheim.



**Figure 3.** Stockage de graines dans les armoires à la température de la salle (à gauche), au réfrigérateur à  $5^{\circ}\text{C}$  (au centre) et par ultra-séchage (à droite).

### 3. Résultats

La liste des taxa cupro-cobalticoles conservés en banque de graines s'élève à 36, répartis dans 16 familles botaniques (Tableau 2). Cinquante-six pourcents de taxa sont des géophytes dont 42,2 % sont des géophytes à rhizomes et 13,9 % des géophytes à bulbe, 25 % des thérophytes, 11,1 % des chaméphytes et 2,8 % des hémicryptophytes. Vingt-six taxa conservés sont des endémiques des sites cuprifères dont la moitié est constituée d'endémiques strictes (SE) et l'autre moitié d'endémiques larges (BE). Treize taxa sont des hyperaccumulateurs (Hy). Suivant la classification de Faucon et al. (2010), dix taxa sont en danger critique d'extinction (CR), huit taxa sont en danger (EN) et sept sont vulnérables (VU). Vingt-cinq espèces (69,4 %) ont été conservées dans les trois conditions de stockage, quatre espèces (11,1 %) dans deux conditions et sept espèces (19,4 %) dans une seule condition. Le nombre de conditions de stockage dépend du nombre de graines disponibles. L'ensemble du stock de graines constitue 319 lots de graines (avec 90,9 % représentés par les graines et 9,1 % par les fruits), le plus grand nombre de lots est observé chez *S. neptunii* avec dix-neuf lots (6 %). Dix-huit espèces (36,7 %) ont plus de dix lots dans la banque de graines et le plus faible nombre de lots a été observé chez *E. fanshawei*, *G. pubescens* et *H. lejolyanum*. Trente-trois espèces (91,7 %) présentent plus

**Tableau 2.** La conservation *ex situ* des espèces cupro-cobalticoles dans la banque de graines de l'Université de Lubumbashi (UNILU). (a) : graine, (b) : fruit, P : habitat primaire, S1 : habitat secondaire avec substrat perturbé par les activités minières, S2 : sol contaminé par la fumée atmosphérique chargée en métaux des hauts-fourneaux, GphR : géophyte à rhizome, GphB : géophyte à bulbe, Th : thérophyte, Ch : chaméphyte frutescent, He : hémicryptophyte, U : conservation en ultra-séchage, R : conservation à 5°C au réfrigérateur, S : conservation à température ambiante de la salle, SE : endémique stricte, BE : endémique large, Hy : hyperaccumulatrice, CR : en danger critique, EN : en danger et VU : vulnérable.

Taxon	Famille	Lots de graines	Nombre de fruits	Nombre de graines ou de sites	Habitat	Forme biologique	Conditions de stockage	Statut de conservation
<i>Acalypha capricola</i> Robyns	Euphorbiaceae	2	50-100 (a)	2	P, S1	GphR	U	SE, EN
<i>Acoellanthus saxatilis</i> P.A.Duvign. & Denaeyer-De Smet	Lamiaceae	10	10000-50000 (a)	9	P	GphB	S, R et U	BE, CR
<i>Acoellanthus subacaulis</i> (Baker) Hua & Briq. var. <i>encoides</i> (De Wild.) Ryding/ <i>Icomium tuberculatum</i> De Wild.	Lamiaceae	5	1000-5000 (a)	5	P	GphB	S et U	Hy
<i>Anisopappus chinensis</i> (L.) Hook.f. & Arn. subsp.	Asteraceae	17	100000-500000 (a)	14	P, S1	GphR	S, R et U	Hy
<i>Ascolepis metallorum</i> P.A.Duvign. & Léonard	Cyperaceae	14	100000-500000 (a)	12	P, S1, S2	GphB	S, R et U	BE, EN, Hy
<i>Barleria lobelioides</i> Champ.	Acanthaceae	2	100-5000 (a)	3	P, S1	GphR	U	SE, CR
<i>Batopedina pulvinellata</i> Robbr. ssp. <i>pulvinellata</i>	Rubiaceae	3	500000-1000000 (a)	3	P	GphR	U	BE, EN
<i>Bulbostylis capricola</i> Goetgh.	Cyperaceae	17	500000-1000000 (a)	11	S1	Th	S, R et U	BE, VU
<i>Bulbostylis pseudo-perennis</i> Goetgh.	Cyperaceae	11	100000-500000 (a)	10	S1, S2	Th	S, R et U	BE, VU, Hy
<i>Celosia trigyna</i> L.	Amaranthaceae	5	100000-500000 (a)	5	S1	Th	U	Hy
<i>Crepidorhopalon perennis</i> (P.A.Duvign.) Eb.Fisch./ <i>Lindernia perennis</i> P.A.Duvign.	Linderniaceae	11	50000-100000 (a)	1	S1	He	S, R et U	SE, CR
<i>Crotalaria cobalticola</i> P.A.Duvign. & Plancke	Fabaceae	11	100000-500000 (a)	6	P, S1	Th	S, R et U	SE, EN
<i>Crotalaria peschiana</i> P.A.Duvign. & Timp.	Fabaceae	3	5000-10000 (a)	1	P	GphR	S, R et U	SE, CR
<i>Diphlophium marthozianum</i> P.A.Duvign.	Apiaceae	16	50000-100000 (b)	15	P	GphR	S, R et U	BE, EN
<i>Dissotis derricksiana</i> P.A.Duvign.	Melastomataceae	7	1000000-5000000 (a)	7	P	GphR	S, R et U	BE, EN
<i>Eragrostis racemosa</i> (Thumb.) Steud.	Poaceae	13	100000-500000 (a)	7	S1	He	S, R et U	Hy

Taxon	Famille	Lots de graines ou fruits	Nombre de graines ou de sites	Habitat	Forme biologique	Conditions de stockage	Statut de conservation
<i>Euphorbia fasshawei</i> L.C.Leach	Euphorbiaceae	1 100-500 (a)	1	P	GphB	U	BE, EN
<i>Fava chalcophila</i> P.Taylor	Gentianaceae	6 100000-500000 (a)	2	S1	Th	S, R et U	SE, CR
<i>Fava malaisii</i> Bamps	Gentianaceae	17 100000-500000 (a)	12	P	Th	S, R et U	SE, CR
<i>Gladiolus ledocetii</i> P.A.Duvign. & Van Bockstal	Iridaceae	10 50000-100000 (a)	7	P	GphB	S, R et U	BE, EN
<i>Gutenbergia pubescens</i> (S.Moore) C.Jeffrey	Asteraceae	1 10000-50000 (a)	1	S1	Th	S, R et U	SE, CR
<i>Haumaniastrum katanense</i> (S.Moore) P.A.Duvign. & Plancke / <i>Acrocephalus katanensis</i> S.Moore	Lamiaceae	2 10000-50000 (a)	2	S1	Th	S et U	Hy
<i>Haumaniastrum robertii</i> (Robyns) P.A.Duvign. & Plancke / <i>Acrocephalus robertii</i> Robyns	Lamiaceae	16 100000-500000 (a)	13	S1	Th	S, R et U	SE, VU, Hy
<i>Haumaniastrum rosulatum</i> (De Wild.) P.A.Duvign. & Plancke / <i>Acrocephalus rosulatus</i> De Wild.	Lamiaceae	18 10000-50000 (a)	16	P	GphR	S, R et U	NT, Hy
<i>Helichrysum lejolyanum</i> Lisowski	Lamiaceae	1 5000-10000 (a)	1	P	GphR	U	BE, VU
<i>Lopholaena delombae</i> P.A.Duvign.	Asteraceae	17 50000-100000 (a)	14	P	GphR	S, R et U	SE, CR
<i>Microchloa altera</i> (Rendle) Stapf / <i>Rendlia capricola</i> P.A.Duvign.	Poaceae	10 10000-50000 (a)	7	S1, S2	He	S, R et U	Hy
<i>Ocimum vanderystii</i> (De Wild.) A.J.Paton / <i>Becium grandiflorum</i> (Lam.) Pic. Serm. var. <i>vanderystii</i> (De Wild.) Sebald / <i>Becium aureovide</i> P.A.Duvign.	Lamiaceae	11 10000-50000 (a)	9	P	GphR	S, R et U	Hy
<i>Panditaka carsonii</i> (Baker) C.B.Clark	Amaranthaceae	6 5000-10000 (a)	6	S1	GphR	S, R et U	Hy
<i>Sopubia manii</i> Skan var. <i>metallorum</i> (P.A.Duvign.)	Orobanchaceae	7 500000-1000000 (a)	5	P	GphR	S, R et U	SE, CR
<i>Sopubia neptuni</i> P.A.Duvign. & Van Bockstal	Orobanchaceae	19 5000000-10000000 (a)	14	P	GphR	S, R et U	BE, VU
<i>Sporobolus congensis</i> Franch.	Poaceae	7 10000-50000 (a)	4	S1	He	S, R et U	Hy
<i>Tinnea coerulesa</i> Gürke var. <i>obovata</i> (Robyns & Lebrun) Vollesen / <i>T. obovata</i> Robyns & Lebrun	Lamiaceae	3 500-1000 (a)	4	P	Ch	S et U	BE, VU
<i>Triumfelta tikastensis</i> De Wild.	Tiliaceae	10 10000-50000 (b)	9	P	GphR	U	BE, VU
<i>Triumfelta wehrenschi</i> Mast. var. <i>wehrenschi</i>	Tiliaceae	3 5000-10000 (b)	3	P	GphR	S et U	SE, DD
<i>Vigna dolomitica</i> Wilczek	Fabaceae	5 10000-50000 (a)	1	S1	GphR	S, R et U	SE, CR

de 1 000 graines et le plus grand nombre a été observé chez *S. neptunii* avec plus de 10 000 000 de graines, alors que *T. digitata* en a moins de 500. Vingt-deux espèces (45 %) ont été récoltées sur plus de cinq sites, parmi celles-ci *H. rosulatum* a été récoltée sur seize sites (34 %). Six espèces (16 %) ont été récoltées seulement sur un site : *C. perennis*, *C. peschiana*, *E. fanshawei*, *G. pubescens*, *H. lejolyanum*, *V. dolomitica*. Les graines des espèces conservées dans la banque ont été récoltées sur des populations installées à 62 % sur des habitats primaires, 51 % sur des habitats secondaires perturbés et remaniés par les activités minières, et seulement 8,1 % des populations installées sur un habitat contaminé par une pollution atmosphérique provenant des hauts fourneaux.

## 4. Discussion

La stratégie mondiale pour la conservation des plantes a comme but ultime à long terme d'enrayer l'appauvrissement actuel et continu de la diversité végétale (Rodrigues et al., 2006). La conservation *ex situ* des plantes en banque de graines est recommandée en tant que stratégie de conservation pour faciliter le stockage et la préservation de la diversité génétique et biologique des plantes sauvages (Hamilton, 1994; Geurrant et al., 2004; Godefroid & Vanderborght, 2010). C'est ainsi que les universités belges et congolaises, principalement l'Université de Liège, l'Université Libre de Bruxelles et l'Université de Lubumbashi, sous la supervision de la Commission Universitaire au Développement et le soutien financier de Tenke Fungurume Mining SA, sont parvenues à mettre en place une infrastructure de conservation de graines des espèces cupro-cobalticoles à la Faculté des Sciences Agronomiques de l'Université de Lubumbashi. Cette infrastructure de conservation des graines s'inscrit dans une stratégie globale de conservation de la flore cupricole décrite sur Copperflora.org. Cette infrastructure offre un accès immédiat aux ressources stockées, permettant aux chercheurs et biologistes de la conservation d'entreprendre des programmes de restauration d'habitats, de réintroduction d'espèces ou d'utilisation des espèces dans les méthodes de phytoremédiation (Shutchka et al., 2010; Boisson et al., 2015; Shutchka et al., 2015). Dans son bulletin d'informations internationales qui lui permet de communiquer avec ses partenaires, le *Millennium Seed Bank Project* (MSBP) nous informe qu'au cours de ces 15 dernières années, ils ont effectué de vastes contributions pour la conservation des plantes, qui ont conduit à la conservation de plusieurs millions de graines de milliers d'espèces à travers le monde et plus spécialement dans les zones arides de la planète. Les lots de graines sont chaque fois conservés en doublon, dans le pays d'origine et au Royaume-Uni (Kew.org, 2001). Dans le même ordre d'idée, la collection de l'Université de Lubumbashi est conservée à la fois dans le Haut-Katanga (République Démocratique du Congo) et en Belgique. En moyenne, le nombre d'individus sur lesquels a eu lieu la récolte de graines pour la conservation est conforme aux normes fixées par le centre de conservation des plantes (USA, <https://www.cbd.int/gspc/>) qui recommande, pour les espèces en danger, de garder en collection au minimum de dix à cinquante individus par lot (Falk, 1991). Bien que la constitution d'une banque de graines des taxa cupro-cobalticoles d'intérêt conservatoire soit un pas significatif pour la conservation de ces ressources phytogénétiques exceptionnelles, l'effort doit

être poursuivi pour assurer la représentativité du programme en terme d'enjeux de conservation et de structure phytogéographique de l'échantillon.

Quatre espèces connues d'un seul site ont été préservées dans la banque de graines : *C. perennis*, *G. pubescens*, *E. fanshawei* et *V. dolomitica*. Ces espèces sont au bord de l'extinction vu l'intensification des travaux miniers dans les concessions recouvrant leur distribution (Mine de l'Étoile, Lubumbashi pour *C. perennis*, *G. pubescens* et *V. dolomitica*; collines de Fungurume pour *E. fanshawei*). Les efforts de collecte pour la conservation *ex situ* de ces populations devraient être accentués et faire l'objet en priorité de programme de régénération en jardin botanique (Le Stradic et al., 2015). Par contre, 17 des 32 taxa endémiques stricts ne sont pas présents dans la banque de graines : *Acalypha dikuluwensis* P.A.Duvign. & Dewit, *Actiniopteris kornasii* Medwecka-Kornas, *Basananthe cupricola* A.Robyns, *Bulbostylis fusiformis* Goetgh., *Cheilanthes inaequalis* (Kunze) Mett. var. *inaequalis*, *Commelina mwatayamboana* P.A.Duvign. & Dewit, *Crotalaria cupricola* Leteinturier, *Digitaria nitens* Rendle subsp. *festucoides* P.A.Duvign., *Euphorbia cupricola* (Malaisse & Lecron) Bruyns (*Monadenium cupricola* Malaisse & Lecron), *Hartliella cupricola* Fischer, *Loudetia kagerensis* (K.Schum.) C.E.Hubb. subsp. *jubata* P.A.Duvign., *Pandiaka metallorum* P.A.Duvign. & Van Bockstal, *Silene cobalticola* P.A.Duvign. & Plancke, *Vernonia duvigneaudii* Kalanda, *Vernonia ledocteana* P.A.Duvign. & Van Bockstal, *Wahlenbergia ericoïdella* (P.A.Duvign. & Denaeyer) Thulin (*Lightfootia ericoïdella* P.A.Duvign. & Denaeyer) et *Wahlenbergia malaissei* Thulin. L'absence d'une partie des taxa cupro-cobalticoles endémiques vient du fait que toutes les récoltes de notre collection ont été réalisées principalement dans la région de Tenke-Fungurume (centre ouest de l'arc) et celle de Lubumbashi (sud de l'arc). La région de Kolwezi, située au nord-ouest de l'arc, n'a aucun lot de graines présent dans la collection à cause du manque de prospection dans cette région. Cette limitation géographique de l'échantillonnage est due à la difficulté d'accès aux sites, la plupart des sociétés minières opérant dans la région n'étant pas informées des enjeux de conservation de la biodiversité liés à leurs activités. Les efforts devront être faits pour que ces taxa puissent aussi bénéficier d'une préservation *ex situ*, et ces efforts demandent en priorité une communication avec les acteurs publics et privés sur l'opportunité que présente le programme de conservation *ex situ* développé à l'Université de Lubumbashi.

La majorité des lots conservés dans la banque de graines provient des populations installées dans les communautés primaires où se regroupent la plupart des géophytes. Cette forme de vie est la plus répandue dans notre collection. Les géophytes, en particulier les xylopodés, sont des formes de vie caractéristiques et structurantes des communautés végétales des collines de cuivre (Le Stradic et al., 2015). Ces taxa sont indispensables pour mettre en place des programmes de restauration des écosystèmes cuprifères. Toutefois, en vue de programmer des projets de réhabilitation, de restauration ou de phytoremédiation de sites perturbés par l'activité minière, les objectifs de la banque de graines devraient être étendus à d'autres formes de vies structurant les végétations cupro-cobalticoles. Par exemple, Boisson et al. (2015) ont identifié plusieurs espèces de graminées utiles pour la phytostabilisation des sites pollués par le Cu ou le Co. La collecte en masse des graines des populations métallicoles de ces espèces permettrait de disposer des ressources nécessaires à la mise au point de straté-

gies de remédiation associant enjeux de qualité des sols et enjeux de conservation de la biodiversité.

## Remerciements

Nous remercions la Faculté des Sciences Agronomiques de l'Université de Lubumbashi pour nous avoir octroyé un local qui abrite désormais le laboratoire de conservation *ex situ* de graines et toute l'équipe de récolteurs, sans oublier la société Tenke Fungurume Mining pour son soutien financier, qui a rendu possible la matérialisation de ce travail. Cette recherche a été financée par l'actuelle Académie de Recherche et d'Enseignement Supérieur (ARES, Belgique) via une bourse d'étude octroyée à Wilfried Masengo Kalenga.

## Bibliographie

- Banza C.L.N. et al., 2009. High human exposure to cobalt and other metals in Katanga, a mining area of the Democratic Republic of Congo. *Environ. Res.*, **109**(6), 745-52.
- Boisson S. et al., 2015. Potential of copper-tolerant grasses to implement phytostabilisation strategies on polluted soils in south D.R. Congo. *Environ. Sci. Pollu. Restor.*, **23**(14), 13693-13705. Doi:10.1007/s 11356-015-5442-2.
- Boisson S. et al., 2016a. Copper tolerance of three *Crotalaria* species from southeastern D.R. Congo at the early development stage. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **20**(2), 151-160.
- Boisson S. et al., 2016b. Edaphic niches of copper endemics from southeastern D.R. Congo: implications for post-mining restoration. *J. Nat. Conserv.*, **33**, 18-24.
- Boisson S. et al., 2016c. No copper required for germination of an endangered endemic species from the Katangan Copperbelt (Katanga, D.R. Congo): *Diplolophium marthozianum*. *Trop. Ecol.*, **57**(5).
- Boisson S. et al., 2017. Specialized edaphic niches of threatened copper endemic plant species in the D.R. Congo: implications for *ex situ* conservation. *Plant Soil*, **413**(1-2), 261-273.
- Bradshaw A.D., 2000. The use of natural processes in reclamation-advantages and difficulties. *Landsch. Urban Plan.*, **51**, 89-100.
- Brooks R.R. & Malaisse F., 1985. The heavy metal tolerant flora of Southcentral Africa – A multidisciplinary approach. Rotterdam, The Netherlands: A.A. Balkema.
- Bultot F., 1950. *Carte des régions climatiques du Congo belge établie d'après les critères de Köppen*. Bruxelles : INEAC.
- CDB, 2010. *Global Strategy for Plant Conservation*, <http://www.Biodiscee.univ-rennes1.fr/F/International/Biodiversité/Divers/CDB>, accessed in 2016.
- Cailteux J.L.H. et al., 2005. Genesis of sediment-hosted stratiform copper-cobalt deposits, central African Copperbelt. *J. Afr. Earth Sci.*, **42**(1-5), 134-158.
- Cheyns K. et al., 2014. Pathways of human exposure to cobalt in Katanga, a mining area of the D.R. Congo. *Sci. Total Environ.*, **490**, 313-321.
- Chipeng F.K. et al., 2010. Copper tolerance in the cuprophyte *Haumaniastrum katangense* (S. Moore) P.A. Duvign. & Plancke. *Plant Soil*, **328**(1-2), 235-244.

- Cohen J.I., Williams J.T., Plucknett D.L. & Shands H., 1991. *Ex situ* conservation of plant genetic resources: global development and environmental concerns. *Science*, **253**, 866-872.
- Copperflora.org, 2012. Copper flora. In: Biodivers. Landsc. Unit, www.copperflora.org. Accessed 9 Nov 2016.
- Delhay G. et al., 2016. Community variation in plant traits along copper and cobalt gradients. *J. Veg. Sci.*, **27**(4), 854-864.
- Duvigneaud P. & Timperman J., 1959. Plantes cobaltophytes dans le Haut Katanga. *Bull. Soc. R. Bot. Belg.*, **91**, 111-134.
- Duvigneaud P. & Denaeyer-De Smet S., 1963. Cuivre et végétation au Katanga. *Bull. Soc. R. Bot. Belg.*, **96**, 92-231.
- Falk D.A. & Holsinger K.E. (Eds), 1991. *Genetics and conservation of rare plants*. New York, USA: Oxford University Press.
- Faucon M.-P. et al., 2010. Copper endemism in the Congolese flora: a database of copper affinity and conservational value of cuprophytes. *Plant Ecol. Evol.*, **143**(1), 5-18.
- Faucon M.-P. et al., 2012. Copper tolerance and accumulation in two cuprophytes of south central Africa: *Crepidiorhopalon perennis* and *C. tenuis* (Linderniaceae). *Environ. Exp. Bot.*, doi:10.1016/j.envexpbot.2012.04.012.
- Faucon M.-P. et al., 2016. Implication of plant-soil relationships for conservation and restoration of copper-cobalt ecosystems. *Plant Soil*, DOI 10.1007/s11104-015-2745-5.
- Geurrant E.O., Havens K. & Maunder M. (Eds), 2004. *Ex situ plant conservation supporting species survival in the wild*. NW, Washington, USA: Island Press.
- Ginocchio R. & Baker A.J.M., 2004. Metallophytes in Latin America: a remarkable biological and genetic resource scarcely known and studied in the region. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, **77**, 185-194.
- Godefroid S. & Vanderborcht T., 2010. Seed banking of endangered plants: are we conserving the right species to address climate change? *Biodivers. Conserv.*, **19**, 3049-3058.
- Godefroid S. et al., 2013. Germination capacity and seed storage behaviour of threatened metallophytes from the Katanga copper belt (D.R. Congo): implications for *ex situ* conservation. *Plant Ecol. Evol.*, **146**, 183-192.
- Hamilton M.B., 1994. *Ex situ* conservation of wild plant species: time to reassess the genetic assumptions and implications of seed banks. *Conserv. Biol.*, **8**, 39-49.
- Havens K. et al., 2006. *Ex situ* plant conservation and beyond. *BioScience*, **56**, 525-531.
- He F. & Hubbell S., 2011. Species-area relationships always overestimate extinction rates from habitat loss. *Nature*, **473**, 368-371.
- Hill M.F., Hastings A. & Botford L.W., 2002. The effects of small dispersal rates on extinction times in structured metapopulation models. *Am. Nat.*, **160**(3), 389-402.
- Ilunga Wa Ilunga E. et al., 2013. Small-scale diversity of plant communities and distribution of species niches on a copper rock outcrop in Upper Katanga D.R. Congo. *Plant Ecol. Evol.*, **146**(2), 173-182.
- Ilunga Wa Ilunga E. et al., 2015. Plant functional traits as a promising tool for the ecological restoration of degraded tropical metal-rich habitats and revegetation of metal-rich bare soils: A case study in copper vegetation of Katanga, DRC. *Ecol. Eng.*, **82**, 214-221.
- Kamunzu A.B. et al., 2009. Sediment-hosted Zn-Pb-Cu deposits in the Central African Copperbelt. *Ore Geol. Rev.*, **35**(3-4), 263-297.
- Kew.org, 2001. Kew. In: Millennium seed bank project. www.kew.org/science-conservation. Accessed in May 2016.

- Jacobi C.M., Carmo F.F., Vincent R.C. & Stehmann J.R., 2007. Plant communities in ironstone outcrops—a diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodivers. Conserv.*, **16**, 2 185-2 200.
- Lande R., 1998. Anthropogenic ecological and genetic factors in extinction and conservation. *Popul. Ecol.*, **40**, 259-264.
- Leishman M.R., Westoby M. & Jurado E., 1995. Correlates of seed size variation: a comparison among five temperate floras. *J. Ecol.*, **83**(3), 517-529.
- Le Stradic S. et al., 2015. Comparison of translocation methods to conserve metalophyte communities in the southeastern D.R. Congo. *Environ. Sci. Pollut. Restor.*, 1-12. Doi:10.1007/s 11356-015-5448-6.
- Le Stradic S. et al., 2016. Ten years of research on copper-cobalt ecosystems in southeastern D.R. Congo. In: Malaisse F., Schajjes M. & D'Outreigne C. (Eds). *Copper-Cobalt flora of Upper Katanga and Copperbelt - field guide*. Gembloux, Belgique : Les Presses agronomiques de Gembloux.
- Leteinturier B., 2002. Évaluation du potentiel phytocénétique des gisements cuprifères d'Afrique centro-australe en vue de la phytoremédiation de sites pollués par l'activité minière. PhD. Thesis, Faculté des Sciences agronomiques de Gembloux, Belgium.
- Li Y., Beisson F., Pollard M. & Ohlrogge J., 2006. Oil content of *Arabidopsis* seeds: The influence of seed anatomy, light and plant-to-plant variation. *Phytochem.*, **67**(9), 904-91.
- Malaisse F., Schajjes M. & D'Outreigne C., 2016. *Copper-Cobalt flora of Upper Katanga and Copperbelt – field guide*. Gembloux, Belgique : Les Presses agronomiques de Gembloux.
- Manda B.K. et al., 2010. Évaluation de la contamination de la chaîne trophique par les éléments traces (Cu, Co, Zn, Pb, Cd, U, V et As) dans le bassin de la Lufira supérieure (Katanga/D.R. Congo). *Tropicultura*, **28**, 246-252.
- Phartyal S.S., Thapliyal R.C., Koedam N. & Godefroid S., 2002. *Ex situ* conservation of rare and valuable forest tree species through seed-gene bank. *Curr. Sci.*, **83** (11), 1351-1357.
- Pimm S.L., Russel G.J., Gittleman J.L. & Brooks T.M., 1995. The future of biodiversity. *Science*, **269**, 347-350.
- Rodrigues A.S.L. et al., 2006. The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends Ecol. Evol.*, **21**, 71-76.
- Saad L. et al., 2012. Investigating the vegetation-soil relationships on the copper-cobalt rock outcrops of Katanga (D.R. Congo), an essential step in a biodiversity conservation plan. *Restor. Ecol.*, **20**, 405-415.
- Schoen D.J. & Brown A.H.D., 2001. The conservation of wild plant species in seed banks. *Bioscience*, **51**(11), 960-966.
- Séleck M. et al., 2013. Chemical soil factors influencing plant assemblages along copper-cobalt gradients: implications for conservation and restoration. *Plant soil*, **373**, 455-469.
- Shutchka M.N. et al., 2010. Phytostabilisation of copper-contaminated soil in Katanga: an experiment with three native grasses and two amendments. *Int. J. Phytoremediat.*, **12**, 616-632.
- Shutchka M.N. et al., 2015. Three years of phytostabilisation experiment of bare acidic soil extremely contaminated by copper smelting using plant biodiversity of metal-rich soils in tropical Africa (Katanga, D.R. Congo). *Ecol. Eng.*, **82**, 81-90.
- SMCP, 2012. *Global Strategy for Plant Conservation*, <http://www.plants2020.net/>, accessed in 2016.
- Smith R.D. et al. (Eds), 2003. *Seed conservation: turning science into practice*. Kew, London, UK: The Royal Botanic Gardens.

- Veldman J.W. et al., 2015. Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. *Front. Ecol. Environ.*, **13**(3), 154-162.
- Wilcox B.A. & Murphy D.D., 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *Am. Nat.*, **125**, 879-887.
- Woodruff D.S., 2001. Declines of biomes and biotas and the future of evolution. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, **98**, 5471-5476.



# 2

---

## La perception par des experts locaux des espaces verts et de leurs services écosystémiques dans une ville tropicale en expansion : le cas de Lubumbashi

Justine MARÉCHAL, Yannick USENI SIKUZANI, Jan BOGAERT\*,  
François MUNYEMBA KANKUMBI, Grégory MAHY

En milieu urbain, les espaces verts sont les déterminants de la provision des services écosystémiques. Or, l'urbanisation croissante tend à fragmenter et isoler ces espaces verts. La ville de Lubumbashi (République Démocratique du Congo) ne fait pas exception : la croissance démographique rapide est un facteur important de la diminution de la surface de ces espaces verts. Cette étude vise à appréhender la perception des espaces verts et des services écosystémiques par un groupe d'experts à Lubumbashi. Trente-huit espaces verts ont été inventoriés le long des transects urbains-ruraux. Les espaces verts de la zone urbaine sont caractérisés par une superficie inférieure à celle des autres zones. Un mélange de végétation anthropique et naturelle est retrouvé sur une majorité des espaces verts qui sont le plus souvent aménagés et accessibles. Plus on s'éloigne du centre urbain, moins la proportion en végétation anthropique est élevée et moins les espaces sont aménagés. C'est dans la zone urbaine que sont rendus le moins de services écosystémiques supposés, alors que la zone périurbaine présente la situation contraire. Deux types de profils d'experts ont été comparés : un profil «sciences et techniques» et un profil «sciences humaines». Une plus grande proportion des services écosystémiques supposés a été perçue par les experts en sciences humaines quelle que soit la zone du gradient urbain-rural ou le service écosystémique considéré. Au vu du rôle clé que jouent les espaces verts dans la provision en services écosystémiques, il serait utile d'étendre l'inventaire à un nombre plus élevé d'espaces verts en vue d'approfondir davantage les analyses.

### **Local perception of green spaces and their ecosystem services in a tropical city in expansion: the case of Lubumbashi**

In urban areas, green spaces are providing ecosystem services. However, increasing urbanization tends to fragment and isolate them. Lubumbashi (Democratic Republic of the Congo) is not an exception: rapid population growth is a major cause of the area decrease of these green spaces. This study aims to understand the perception of green spaces and ecosystem services in Lubumbashi by two groups of experts. Thirty-eight green spaces were inventoried

---

Bogaert J., Colinet G. & Mahy G., 2018. *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège – Agronomie-Gembloux.

along a series of urban-rural transects. The green spaces of the urban part of the gradient were characterized by smaller areas than those of the other zones of the gradient. A mixture of anthropogenic and natural vegetation is found in a majority of the green spaces that are generally managed and accessible. The further away from the urban centre, the less frequent are higher proportions of anthropogenic vegetation; green spaces are also less managed. The urban zone is characterized by a lower number of expected ecosystem services, while the suburban zone shows an opposite trend. Two types of expert profiles were compared: a «sciences and techniques» profile and a «social sciences» profile. A greater proportion of ecosystem services was perceived by the experts in social sciences regardless the urban-rural gradient or the ecosystem service considered. Given the key role of green spaces in the provision of ecosystem services, it would be useful to extend the inventory to a larger number of green spaces in order to deepen the analyses.

## 1. Introduction

L'urbanisation croissante d'un centre urbain peut présenter deux composantes, associées ou non : d'une part l'expansion, d'autre part la densification (Angel et al., 2011). Les centres urbains tendent à transformer l'environnement en modifiant graduellement les occupations et utilisations du sol. Ceci provoque une fragmentation et par conséquent un isolement des écosystèmes naturels, qui n'existent plus qu'à l'état de vestiges anthropisés dans le réseau urbain (Beatley, 2000). Or, ce sont justement ces écosystèmes (semi-)naturels – appelés espaces verts lorsqu'on s'intéresse à la trame urbaine – qui se révèlent déterminants pour la provision de services écosystémiques, pouvant être définis comme les services rendus aux populations humaines par le fonctionnement naturel des écosystèmes (Costanza et al., 1997; Millenium Ecosystem Assessment, 2003). Des 17 services écosystémiques identifiés par Costanza et al. (1997), six sont considérés cruciaux en milieu urbain : la filtration de l'air, la régulation du microclimat, la réduction du bruit, le drainage des eaux pluviales, le traitement des eaux usées et la récréation (Bolund & Hunhammar, 1999). De ces fonctions, la plus étudiée dans la littérature est l'îlot de chaleur urbain (Bowler et al., 2010a; Asgarian et al., 2014; Gioia et al., 2014; Kong et al., 2014). D'autres auteurs étudient l'adaptation aux changements climatiques (Gill et al., 2007) ou encore le potentiel de conservation de la biodiversité (Kong et al., 2010). Certaines études se concentrent sur des approches plus globales avec une évaluation d'un plus grand nombre de services écosystémiques (Whitford et al., 2001; Reháčková & Paudišová, 2004; Colding et al., 2006; Larondelle & Haase, 2013; Radford & James, 2013; Ristic et al., 2013). Les services culturels sont également très largement étudiés, surtout ceux qui ont un lien avec la santé humaine (Maas et al., 2006; Tzoulas et al., 2007; Laforteza et al., 2009; Bowler et al., 2010b). L'évaluation et la quantification de ces services écosystémiques peut se faire de différentes façons. Lorsqu'un seul service est étudié, l'utilisation d'un indicateur se révèle souvent très utile. Ces indicateurs peuvent également être monétarisés ou non en fonction du service étudié. Lorsque plusieurs services sont considérés, le recours à une consultation d'un panel d'experts constitue une approche pertinente. Il faut néanmoins tenir compte des différences de perception des services écosystémiques entre experts, par exemple en fonction de leur formation (Biodiversity Indicators Partnership, 2011).

L'objectif de cette étude est d'appréhender la perception des espaces verts et de leurs services écosystémiques dans la ville de Lubumbashi (République Démocratique du Congo) par un groupe d'experts locaux en formation. Ces experts sont destinés un jour à être impliqués dans la gestion du milieu urbain, que ce soit à Lubumbashi ou ailleurs. La mise en lien des espaces verts et des services écosystémiques est faite à trois échelles : i) les espaces verts dans leur ensemble, ii) une scission de ces espaces selon leur position dans le gradient urbain-rural et, iii) une analyse des espaces verts en fonction du type de formation des experts locaux. Luck & Wu (2002) ont démontré qu'utiliser un gradient d'urbanisation permet de faire le lien entre le patron urbain et les processus écologiques/services écosystémiques. De nombreux auteurs utilisent cette méthode de gradient urbain-rural pour étudier la structure spatiale des espaces verts (Kong & Nakagoshi, 2005 ; Kong & Nakagoshi, 2006 ; Uy & Nakagoshi, 2007 ; Rafiee et al., 2009 ; Xu et al., 2011 ; Larondelle & Haase, 2013).

La ville de Lubumbashi connaît une croissance démographique rapide, soutenue par les mouvements de population dus à l'instabilité politique à l'est du pays mais aussi due à la croissance naturelle (Nkuku Khonde & Rémon, 2006 ; Mulongo et al., 2014). Le taux de croissance annuel de la population observé entre 2001 et 2008 était de 4,1 % (GROUPE HUIT, 2009). Si ce taux se maintient, la ville comptera plus de 2,7 millions d'habitants en 2023 (GROUPE HUIT, 2009) contre 1,4 million en 2009 (INS, 2009). Le diagnostic urbain et organisationnel de la ville de Lubumbashi a mis en évidence une création de lotissements sans aucun plan directeur, voies d'accès et réserves pour équipements (GROUPE HUIT, 2009). Si, avant 1984, la ville s'étendait de plus ou moins 100 hectares par an (Leblanc & Malaisse, 1978), cette situation a explosé entre 1984 et 2009 avec une extension de plus de 500 hectares par an (Munyemba Kankumbi & Bogaert, 2014). Les habitants s'installent sur des espaces restés verts jusqu'alors, les stations d'épuration, les zones réservées aux équipements et dans les endroits insalubres (Nkuku Khonde & Rémon, 2006 ; UN Habitat, 2008). Mulongo et al. (2014) indiquent à titre d'exemple que l'érosion, la pollution des sols et nappes résultent d'une absence de consolidation entre planification urbaine et environnement géologique à Lubumbashi. La ville doit ainsi faire face à de nombreux défis : la pollution de l'air, la pollution sonore, les pics de chaleur dus au climat ou encore la gestion des eaux usées. La pollution de l'air provient majoritairement des émissions de l'usine Gécamines (Moulaert, 1992). Lubumbashi connaît également de gros problèmes d'inondations. À l'origine, elle s'est développée sur des terrains à faibles pentes parcourus par de nombreux cours d'eau et marécages (Soyer & Kakisingi, 1981). Cette situation originelle constituait déjà un risque d'inondations. Aujourd'hui, ce phénomène a pris une plus large ampleur suite aux occupations humaines de ces zones à risque élevé d'inondations (Bruneau & Pain, 1990). Ces occupations mènent à une imperméabilisation des sols sans cesse plus élevée, provoquant lors de fortes pluies l'augmentation du ruissellement des eaux pluviales, la saturation du réseau d'assainissement ainsi que le débordement des rivières urbaines (Muteb Mutomb, 2013). La disparition des espaces verts au profit de l'urbanisation entraîne également une diminution des services culturels et récréatifs suite à une diminution de la proportion d'espaces verts par habitant.

## 2. Matériel et méthodes

Lubumbashi, située au sud-est de la République Démocratique du Congo (11°40'S, 27°29'E et entre 1 200-1 300 m d'altitude), est le chef-lieu de la province du Haut-Katanga (Nkuku Khonde & Rémon, 2006). Son climat est du type Cw6 de la classification de Köppen, caractérisé par une saison de pluies (novembre à mars) et une saison sèche (mai à septembre); octobre et avril étant les mois de transition entre les deux saisons (Mujinya et al., 2014). Entre 2005 et 2009, les précipitations annuelles ont varié de 977,2 à 1 671,5 mm, avec une moyenne de 1 235,5 mm (Mpundu Mubemba, 2010). La moyenne annuelle de température est de 20 °C, la température moyenne mensuelle la plus basse (15,6 °C) et la plus élevée (23 °C) sont enregistrées respectivement en juillet et octobre (Mujinya et al., 2013). La forêt claire de type *miombo* est la formation végétale qui domine dans la région de Lubumbashi (Malaisse, 1997). Elle évolue actuellement vers un milieu constitué majoritairement de savanes en périphérie de la ville de Lubumbashi suite à la forte pression anthropique (Munyemba Kankumbi & Bogaert, 2014).

La zone d'étude se situe dans les zones urbaine, périurbaine et rurale de Lubumbashi, dans un rayon de 15 kilomètres autour du centre de la ville. Cette étude a pu être réalisée suite à des observations d'un groupe multidisciplinaire d'experts locaux en formation sur la problématique de planification et gestion urbaine à Lubumbashi. Les espaces verts ont été échantillonnés le long de transects : chaque expert s'est vu attribuer une direction donnée correspondant à un transect et a choisi trois espaces verts le long de ce transect. Ces directions ont été définies le long d'axes routiers ou par des lieux-dits. La base de données ainsi constituée reprend : le nom connu de l'espace vert, une estimation de la superficie de l'espace vert en hectares (superficie minimale requise = 0,01 ha), les coordonnées géographiques (latitude et longitude), la présence de végétation naturelle (formations se développant spontanément) et/ou anthropique (végétaux plantés), la présence d'un aménagement de l'espace (mobilier urbain, bâtiments, entretien de la végétation, etc.) et l'accessibilité de l'espace vert (clôtures, personnel de surveillance). La zone du gradient urbain-rural où se situe chaque espace vert (urbain, périurbain ou rural) a été déterminée grâce à la typologie d'André et al. (2013). La présence ou l'absence supposée de six services écosystémiques urbains potentiels a également été évaluée de façon visuelle pour chaque espace vert. C'est la typologie simplifiée de Bolund & Hunhammar (1999) qui a été utilisée à ce propos. Les services écosystémiques supposés sont par conséquent la filtration de l'air, la régulation du microclimat, la réduction du bruit, le drainage des eaux pluviales, le traitement des eaux usées et la récréation. Ces services étudiés sont en lien avec les grands défis auxquels la ville de Lubumbashi doit faire face.

## 3. Résultats

Un jeu de données complet a été récolté pour 38 espaces verts de Lubumbashi. En effet, sur les 48 espaces verts caractérisés par les 16 experts, seuls 38 présentent des données complètes. Les fréquences d'espaces verts répertoriés sont réparties comme suit : 32 % d'espaces verts en zone urbaine, 21 % d'espaces verts en zone périurbaine et 47 % d'espaces verts en zone rurale. La superficie des espaces verts répertoriés

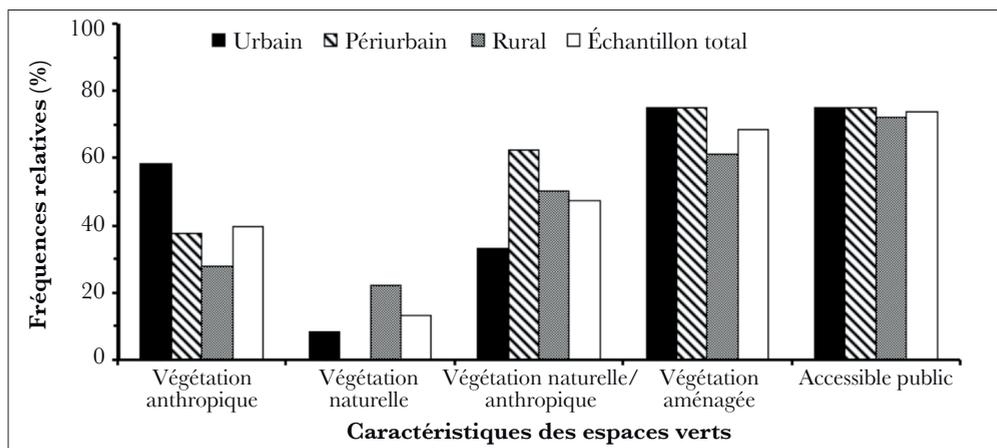
varie entre 0,16 ha et 500 ha (Tableau 1). La superficie moyenne est de 24,4 ha et la superficie médiane est de 2,5 ha. Ceci indique une prépondérance des espaces verts de petite taille. De façon générale, les espaces verts de la zone urbaine se distinguent par des statistiques de superficie de l'ordre de deux fois inférieures à celles des espaces verts de la zone périurbaine. Les espaces verts de la zone rurale possèdent les statistiques les plus élevées, leur aire moyenne allant jusqu'à être huit fois supérieure à celle de l'aire moyenne des espaces verts périurbains. Quant à leur aire médiane, elle est de l'ordre de 1,5 fois supérieure à celle des espaces verts périurbains.

**Tableau 1.** Caractéristiques des superficies des 38 espaces verts répertoriés à Lubumbashi en 2013.

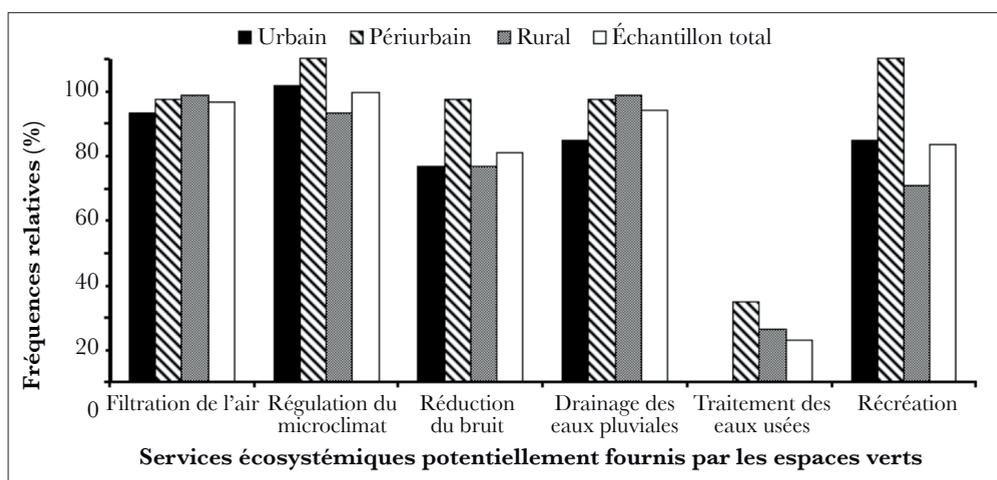
	Aire minimum (ha)	Aire maximum (ha)	Aire moyenne (ha)	Aire médiane (ha)	Aire totale (ha)
Urbain (n = 12)	0,16	9,2	2,4	1,6	28,5
Périurbain (n = 8)	0,30	16,5	5,9	3,1	46,8
Rural (n = 18)	0,76	500,0	47,3	4,6	851,0
Échantillon total	0,16	500,0	24,4	2,5	926,3

Environ la moitié des espaces verts répertoriés ont un mélange de végétation naturelle et anthropique, ~ 39% ont une végétation uniquement anthropique et ~ 13% ont une végétation uniquement naturelle (Figure 1). Environ deux tiers des espaces verts sont aménagés et ~ 75% sont accessibles au public. La proportion d'espaces verts possédant une végétation anthropique décroît le long du gradient : ~ 58% en zone urbaine, ~ 37% en zone périurbaine et ~ 28% en zone rurale. La proportion d'espaces verts aménagés est plus faible en zone rurale (~ 65%) qu'en zones urbaine et périurbaine (~ 75%). La proportion d'espaces verts accessibles au public est semblable dans les différentes zones du gradient. La zone périurbaine apparaît donc clairement comme une zone hybride entre la zone urbaine et la zone rurale : les espaces verts y sont encore très aménagés mais la proportion de végétation anthropique y apparaît moins importante que dans la zone urbaine.

Les résultats concernant les services écosystémiques supposés sont très peu discriminants (Figure 2). Le plus cité est la régulation du microclimat, tandis que le moins cité est le traitement des eaux usées. Lorsque l'on s'intéresse aux services écosystémiques supposés des espaces verts le long du gradient urbain-rural, des variations sont observées en fonction des zones de ce gradient. La zone urbaine est celle qui rend proportionnellement le moins de services écosystémiques supposés : presque tous les services présentent leurs plus faibles fréquences de citations dans cette zone. La zone rurale présente une situation partagée : deux services (la filtration de l'air et le drainage des eaux pluviales) y présentent leurs plus hautes fréquences de citations ; alors que trois autres services (la régulation du microclimat, la réduction du bruit et la récréation) sont les services écosystémiques supposés les moins cités. Ce sont les espaces verts de la zone périurbaine qui se démarquent. Cette zone est la plus fournie en services écosystémiques supposés : la régulation du microclimat, la réduction du bruit, le traitement des eaux usées et la récréation y sont les plus cités.



**Figure 1.** Fréquences relatives des caractéristiques des 38 espaces verts répertoriés à Lubumbashi en 2013.



**Figure 2.** Fréquences relatives de citations des services écosystémiques potentiellement fournis par les 38 espaces verts répertoriés de Lubumbashi en 2013.

Les experts qui ont collecté les données de base de ce travail ont deux types de profils correspondant à leur formation de base : six d'entre eux ont un profil originaire des sciences humaines tandis que les dix autres ont été formés dans des disciplines des sciences et techniques. Les espaces verts étudiés sont donc répartis comme suit : 13 espaces verts sont caractérisés par des experts des sciences humaines et 25 espaces verts par des experts en sciences et techniques.

Les experts en sciences humaines perçoivent une plus grande proportion de services écosystémiques supposés que les experts en sciences et techniques : seules deux valeurs de fréquences relatives de citations sont supérieures pour les experts en sciences et techniques (Tableau 2). Il s'agit de la perception du service de filtration de

l'air sur les espaces verts de la zone rurale et de celle du service de drainage des eaux pluviales sur les espaces verts de la zone urbaine. Concernant la perception des autres services écosystémiques, les différences les plus flagrantes sont notées pour la filtration de l'air en zone urbaine, mais aussi pour la réduction du bruit, le traitement des eaux usées et la récréation en zone rurale. Pour ces services, les fréquences de citation sont plus élevées dans le groupe des experts en sciences humaines.

**Tableau 2.** Fréquences relatives de citations des services écosystémiques potentiellement fournis par les 38 espaces verts répertoriés de Lubumbashi en 2013 d'après les profils des experts et les zones du gradient urbain-rural.

		Filtration de l'air	Régulation du micro-climat	Réduction du bruit	Drainage des eaux pluviales	Traitement des eaux usées	Récréation
Experts en «sciences et techniques»	Urbain	50,0	75,0	50,0	100,0	0,0	50,0
	Périurbain	80,0	100,0	80,0	80,0	20,0	100,0
	Rural	93,8	81,3	62,5	87,5	12,5	56,3
	Échantillon total	84,0	84,0	64,0	88,0	12,0	64,0
Experts en «sciences humaines»	Urbain	100,0	100,0	75,0	62,5	0,0	87,5
	Périurbain	100,0	100,0	100,0	100,0	33,3	100,0
	Rural	50,0	100,0	100,0	100,0	50,0	100,0
	Échantillon total	92,3	100,0	84,6	76,9	15,4	92,3

## 4. Discussion

L'utilisation de l'étude de services écosystémiques de Bolund & Hunhammar (1999) se révèle pertinente dans le cas de la ville de Lubumbashi : i) elle présente une typologie simple avec un nombre limité de services écosystémiques, ii) les services écosystémiques étudiés sont en lien avec les défis principaux auxquels la ville doit faire face et, iii) la typologie se prête à des analyses en milieu urbain. Cependant, cette typologie simplifiée ne permet pas d'aller dans le détail des autres services écosystémiques pouvant se révéler pertinents à Lubumbashi. Par exemple, les services de provision (cultures, bois), totalement absents de l'étude de Bolund & Hunhammar (1999) qui se centre sur Stockholm (Suède), sont d'une importance cruciale dans les villes du Sud.

L'approche du gradient urbain-rural s'est révélée pertinente dans cette étude. En effet, des différences de caractéristiques d'espaces verts entre les zones du gradient ont pu être démontrées pour des paramètres comme l'aire, mais aussi la végétation présente ainsi que l'aménagement des espaces verts. Ainsi, la superficie des espaces verts augmente le long du gradient urbain-rural. Des résultats similaires ont été montrés par Kong & Nakagoshi (2005), Uy & Nakagoshi (2007) et Rafiee et al. (2009) pour différentes villes du monde. La proportion d'espaces verts possédant une végétation anthropique diminue le long du gradient urbain-rural : elle est plus élevée en zone

urbaine qu'en zones périurbaine et rurale. Le milieu rural de Lubumbashi possède donc une proportion plus importante de végétation naturelle que le milieu urbain. Cette caractéristique peut être reliée à d'autres, comme la proportion d'espaces verts aménagés. Il existe moins d'espaces verts aménagés en milieu rural qu'en milieux urbain et périurbain.

Un service écosystémique supposé est beaucoup moins cité que les autres, il s'agit du traitement des eaux usées. Cela s'explique par le fait que ce service supposé est cité dans l'article de Bolund & Hunhammar (1999) comme étant rendu principalement par les zones humides. Ce type d'écosystème n'a pas été répertorié dans cette étude, alors qu'il est présent à Lubumbashi. Il serait intéressant d'évaluer les services supposés rendus par des espaces verts reprenant ce type d'écosystème.

L'importance de cinq services écosystémiques supposés sur six est bien marquée, bien que les résultats soient peu discriminants entre les zones du gradient urbain-rural. Les espaces verts de Lubumbashi joueraient un rôle principalement dans la filtration de l'air, la régulation du microclimat, la réduction du bruit, le drainage des eaux pluviales ainsi que la récréation. La prise de conscience des services qui peuvent être rendus par les espaces verts dans une ville devant faire face à de nombreux défis est bien présente. Ces espaces peuvent ainsi contribuer dans le cas de Lubumbashi à la gestion de la pollution de l'air, des pics de chaleur, de la pollution sonore, des inondations et du manque d'espaces disponibles pour la récréation. Le manque de hiérarchisation entre zones ne permet pas de conclure par des tendances claires des différences pouvant exister quant aux services supposés rendus dans les différentes zones. Pitz et al. (2015) ont démontré que lorsque des experts ne sont pas censés hiérarchiser des facteurs, ils ont tendance à classer tous les facteurs comme étant d'une même importance. Étant donné la faible discrimination entre les différents services écosystémiques, il aurait été intéressant de rajouter dans les paramètres étudiés l'identification du service écosystémique supposé le plus important par rapport à chaque espace vert considéré. Cela aurait permis d'isoler un seul service écosystémique supposé par espace vert et donc de pouvoir mieux hiérarchiser ces services, mais aussi de réaliser des analyses par paire de services.

Les experts en sciences humaines perçoivent une plus grande proportion de services écosystémiques supposés que les experts en sciences et techniques. Ce phénomène est constaté indépendamment de la zone du gradient ou du service écosystémique considéré. Trois services de la zone rurale présentent les différences de perception les plus flagrantes entre les deux groupes d'experts : la réduction du bruit, le traitement des eaux usées et la récréation. Ceci pourrait être expliqué par une plus grande sensibilité des experts en sciences humaines aux problématiques qui touchent les populations, telles que la pollution sonore, la gestion des eaux usées et le besoin d'espaces de récréation. Il apparaît que le rôle de la végétation dans la gestion des défis auxquels Lubumbashi fait face est bien intégré dans les consciences.

L'échantillon de taille limitée étudié ici ne nous a pas permis d'intégrer de façon plus approfondie les valeurs des caractéristiques d'espaces verts, ni de comparer ces résultats à d'autres études. Un échantillonnage plus important constituerait à ces fins une piste pour de futures études.

## 5. Conclusions

Cette étude a mis en évidence le manque relatif de discrimination dans l'analyse des services écosystémiques supposés entre les différentes zones du gradient urbain-rural. Des tendances concernant les services rendus dans les différentes zones n'ont donc pas pu être clairement établies. L'identification du service écosystémique supposé le plus important de chaque espace vert permettrait une hiérarchisation entre services.

Le profil et la formation des experts constituent des facteurs importants de la perception des services écosystémiques. Les experts en sciences humaines ont ainsi perçu une plus grande proportion des services supposés, quelle que soit la zone du gradient ou le service considéré. Les résultats ont également suggéré qu'une sensibilité accrue à certains concepts ou processus écologiques existe en fonction du profil de l'expert. L'importance d'une diversification des profils du panel d'experts permettrait d'éviter de se retrouver confronté à une vision biaisée des services écosystémiques supposés des espaces verts.

## Remerciements

Les auteurs remercient les experts locaux qui ont participé à la collecte de données : Songa Songa Mwitwa Serge, Balloy Mwanza Perry, Muteb Mutomb Christian, Muhema Mbonga André, Mudib Nguz Jacques, Bicimu Lubanda Joseph, Ilunga Wa Kumwita Joel, Ilunga Mukenge Daniel, Mujinga Katuleya Christian, Kapalanga Kamina Prisca, Mwanba Kongolo Coalice, Kasanda Mukendi Nathan, Banza Wa Banza Bonaventure, Managa Njinga Dorcas et Kanke Mwemena Steve. Les auteurs remercient également le projet PRD CCPGU financé par l'ARES-CCD. Justine Maréchal a bénéficié d'un financement PLURISK-BELSPO.

## Bibliographie

- André M. et al., 2013. Le patron urbain, un facteur influençant l'impact de l'urbanisation sur les écosystèmes : les cas de Kisangani et de Lubumbashi (RDC). 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.
- Angel S. et al., 2011. The dimensions of global urban expansion: Estimates and projections for all countries, 2000-2050. *Prog. Plan.*, **75**(2), 53-107.
- Asgarian A., Amiri B.J. & Sakieh Y., 2014. Assessing the effect of green cover spatial patterns on urban land surface temperature using landscape metrics approach. *Urban Ecosyst.*, **18**(1), 209-222.
- Beatley T., 2000. *Green urbanism: learning from European cities*. Washington, D.C.: Island Press.
- Biodiversity Indicators Partnership, 2011. *Guidance for national biodiversity indicator development and use*. Cambridge, UK: UNEP World Conservation Monitoring Centre.
- Bolund P. & Hunhammar S., 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecol. Econ.*, **29**(2), 293-301.
- Bowler D.E., Buyung-Ali L., Knight T.M. & Pullin A.S., 2010a. Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape Urban Plan.*, **97**(3), 147-155.

- Bowler D.E., Buyung-Ali L., Knight T. & Pullin A.S., 2010b. The importance of nature for health: is there a specific benefit of contact with green space? *CEE review* 08-003 (SR40)
- Bruneau J.C. & Pain M., 1990. *Atlas de Lubumbashi*, 133. Nanterre, France : Université Paris X, Centre d'Études Géographiques sur l'Afrique Noire.
- Colding J., Lundberg J. & Folke C., 2006. Incorporating green-area user groups in urban ecosystem management. *AMBIO*, **35**(5), 237-244.
- Costanza R. et al., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**, 253-260.
- Gill S.E., Handley J.F., Ennos A.R. & Pauleit S., 2007. Adapting cities for climate change: the role of the green infrastructure. *Built Environ.*, **33**(1), 115-133.
- Gioia A. et al., 2014. Size matters: vegetation patch size and surface temperature relationship in foothills cities of northwestern Argentina. *Urban Ecosyst.*, **17**(4), 1161.
- GROUPE HUIT, 2009. *Élaboration du plan urbain de référence de Lubumbashi*. Rapport final. Kinshasa : Ministère infrastructures, travaux publics et reconstruction.
- 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*. Kinshasa : Institut National de Statistique.
- Kong F. & Nakagoshi N., 2005. Changes of urban green spaces and their driving forces: a case study of Jinan city, China. *J. Int. Dev. Coop.*, **11**(2), 97-109.
- Kong F. & Nakagoshi N., 2006. Spatial-temporal gradient analysis of urban green spaces in Jinan, China. *Landsc. Urban Plan.*, **78**(3), 147-164.
- Kong F., Yin H., Nakagoshi N. & Zong Y., 2010. Urban green space network development for biodiversity conservation: Identification based on graph theory and gravity modeling. *Landsc. Urban Plan.*, **95**(1-2), 16-27.
- Kong F. et al., 2014. Effects of spatial pattern of greenspace on urban cooling in a large metropolitan area of eastern China. *Landsc. Urban Plan.*, **128**, 35-47.
- Lafortezza R., Carrus G., Sanesi G. & Davies C., 2009. Benefits and well-being perceived by people visiting green spaces in periods of heat stress. *Urban For. Urban Green.*, **8**(2), 97-108.
- Larondelle N. & Haase D., 2013. Urban ecosystem services assessment along a rural-urban gradient: A cross-analysis of European cities. *Ecol. Indic.*, **29**, 179-190.
- Leblanc M. & Malaisse F., 1978. *Lubumbashi, un écosystème urbain tropical*. Lubumbashi, République Démocratique du Congo : Université Nationale du Zaïre, Centre international de sémiologie.
- Luck M. & Wu J., 2002. A gradient analysis of urban landscape pattern: a case study from the Phoenix metropolitan region, Arizona, USA. *Landsc. Ecol.*, **17**(4), 327-340.
- Maas J. et al., 2006. Green space, urbanity, and health: how strong is the relation? *J. Epidemiol. Community Health*, **60**(7), 587-592.
- Malaisse F., 1997. *Se nourrir en forêt claire africaine. Approche écologique et nutritionnelle*. Gembloux, Belgique : Les Presses agronomiques de Gembloux.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2003. *Ecosystem and human well-being – A framework for assessment*. Washington, DC: Island Press.
- Moulaert N., 1992. *Émissions de l'industrie métallurgique à Lubumbashi (Shaba - Zaïre) et conséquences sur l'environnement*. Travail de fin d'étude : Faculté des Sciences agronomiques de Gembloux (Belgique).
- Mpundu Mubemba M., 2010. *Contamination des sols en Éléments Traces Métalliques à Lubumbashi (Katanga, R.D. Congo) : évaluation des risques de contamination de la chaîne alimentaire et choix de solutions de remédiation*. Thèse de doctorat : Faculté des Sciences Agronomiques, Université de Lubumbashi (RDC).

- Mujinya B.B. et al., 2013. Clay composition and properties in termite mounds of the Lubumbashi area, D.R. Congo. *Geoderma*, **192**, 304-315.
- Mujinya B.B. et al., 2014. Spatial patterns and morphology of termite (*Macrotermes falciger*) mounds in the Upper Katanga, D.R. Congo. *Catena*, **114**, 97-106.
- Mulongo S. et al., 2014. L'urbanisation et l'environnement géologique de la ville de Lubumbashi (Katanga, R.D. Congo). *E-Revue UNILU*, **1**, 24-39.
- Munyemba Kankumbi F. & Bogaert J., 2014. Anthropisation et dynamique spatiotemporelle de l'occupation du sol dans la région de Lubumbashi entre 1956 et 2009. *E-Revue UNILU*, **1**, 3-23.
- Muteb Mutomb C., 2013. *Vulnérabilités et stratégies d'adaptation aux risques d'inondations dans le contexte urbain : cas des quartiers construits dans les zones inondables à Lubumbashi*. Mémoire de master complémentaire : Centre de Compétences en Planification et Gestion Urbaine, Université de Lubumbashi, Lubumbashi (RDC).
- Nkuku Khonde C. & Rémon M., 2006. *Stratégies de survie à Lubumbashi (R.D. Congo). Enquête sur 14 000 ménages urbains*. Paris : L'Harmattan.
- Pitz C. et al., 2015. Developing biodiversity indicators on a stakeholders' opinions basis: the gypsum industry Key Performance Indicators framework. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **23**(14), 13661-13671. doi:10.1007/s11356-015-5269-x
- Radford K.G. & James P., 2013. Changes in the value of ecosystem services along a rural-urban gradient: A case study of Greater Manchester, UK. *Landsch. Urban Plan.*, **109**(1), 117-127.
- Rafiee R., Salman Mahiny A. & Khorasani N., 2009. Assessment of changes in urban green spaces of Mashad city using satellite data. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.*, **11**(6), 431-438.
- Reháčková T. & Paudišová E., 2004. Evaluation of urban green spaces in Bratislava. *Boreal Environ. Res.*, **9**, 469-477.
- Ristic R. et al., 2013. Blue-green corridors as a tool for mitigation of natural hazards and restoration of urbanized areas: A case study of Belgrade city. *Spatium*, **30**, 18-22.
- Soyer J. & Kakisingi M., 1981. Inselbergs des environs de Lubumbashi. *Mém. Inst. Géol. Univ. Louvain*, **31**, 85-97.
- Tzoulas K. et al., 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: a literature review. *Landsch. Urban Plan.*, **81**(3), 167-178.
- UN Habitat, 2008. *Document de Programme-Pays 2008-2009 : République Démocratique du Congo*. Nairobi : UN Habitat.
- Uy P.D. & Nakagoshi N., 2007. Analyzing urban green space pattern and eco-network in Hanoi, Vietnam. *Landsch. Ecol. Eng.*, **3**(2), 143-157.
- Whitford V., Ennos A.R. & Handley J.F., 2001. "City form and natural process" – indicators for the ecological performance of urban areas and their application to Merseyside, UK. *Landsch. Urban Plan.*, **57**(2), 91-103.
- Xu X., Duan X., Sun H. & Sun Q., 2011. Green space changes and planning in the capital region of China. *Environ. Manage.*, **47**, 456-467.



# 3

---

## Implications des relations sol-plantes pour la conservation de la biodiversité végétale des sites cuprifères du Katanga face à l'anthropisation

Michel-Pierre FAUCON, Soizig LE STRADIC, Sylvain BOISSON, Edouard ILUNGA WA ILUNGA, Bastien LANGE, Wilfried MASENGO KALENGA, Mylor NGOY SHUTCHA, Olivier POURRET, Grégory MAHY\*

Au Katanga, République Démocratique du Congo, les affleurements métallifères naturels supportent une végétation et une flore (flore du cuivre) uniques recelant des espèces endémiques métalphytes. L'industrie minière endommage sévèrement les écosystèmes et, au-delà de la perte en biodiversité qu'une telle activité entraîne, présente un risque pour la santé publique. De ce fait, la majorité des endémiques métalphytes de la flore du cuivre sont désormais considérées comme des taxa en danger critique d'extinction. Cependant, ces métalphytes représentent un patrimoine biologique remarquable, d'autant plus qu'elles sont maintenant considérées comme des éléments clés pour le développement de technologies vertes visant à fixer ou dépolluer des sols contaminés en métaux. La conservation de la diversité végétale des sols riches en métaux nécessite une compréhension fine des relations sol-plantes à différentes échelles (écosystèmes, communautés et populations) afin de définir des stratégies de conservation *in situ* et *ex situ*, et mettre en place le cas échéant des projets de restauration et de réhabilitation de la végétation impactée. Le présent chapitre propose une synthèse des avancées scientifiques concernant la compréhension des relations sol-plantes opérant au niveau des affleurements de roches de Cu et Co, et impliquées dans la conservation de la diversité des communautés, la diversité spécifique et la diversité génétique. Les facteurs chimiques du sol (c'est-à-dire Cu, Co, pH, C, N, Ca, Mn et Fe), et les conditions écologiques qu'ils génèrent, sont essentiels à la structuration des communautés végétales, et leur variation est en partie responsable de l'hétérogénéité de communautés observées à l'échelle d'un affleurement de Cu et Co. Le maintien ou la restauration de ces facteurs du sol est, de ce fait, nécessaire et représente un point crucial pour la reconstruction ou la restauration des communautés végétales des affleurements de cuivre après exploitation. Chaque affleurement doit faire l'objet d'un plan d'action qui lui est propre de par la spécificité des communautés végétales à l'échelle des affleurements individuels. La conservation *ex situ* des espèces individuelles est également un défi du fait de la variation interspécifique des niches édaphiques des endémiques en lien au Cu et Co, mais également

---

Bogaert J., Colinet G. & Mahy G., 2018. *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège – Agronomie-Gembloux.

aux autres conditions édaphiques. Les résultats présentés dans ce chapitre suggèrent que les stratégies à développer sont spécifiques pour chaque taxon à conserver, en particulier pour rétablir des populations viables dans des habitats restaurés.

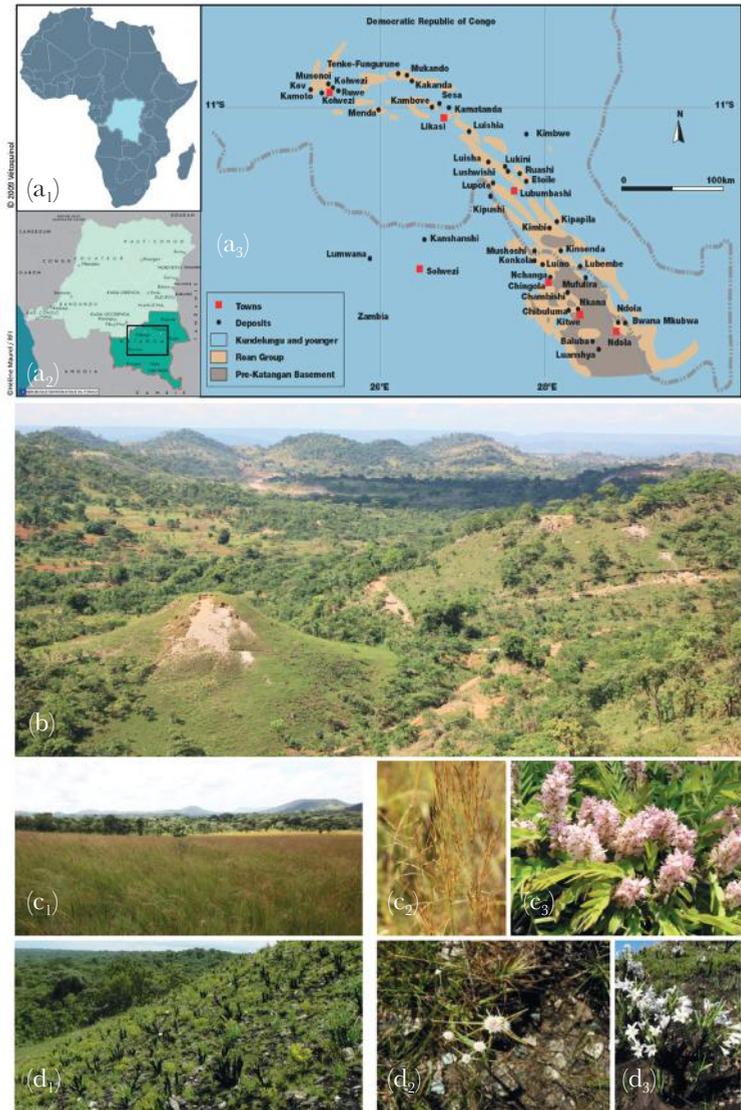
### **The consequences of plant-soil relationships for the conservation of plant biodiversity in copper outcrops in Katanga in a context of anthropization**

In the Katanga Province (Democratic Republic of the Congo), natural metalliferous habitats support highly distinctive plant communities and flora (the so-called ‘copper flora’) including a number of endemic metallophyte taxa. These metallophytes are considered key resources for the implementation of green technologies useful for the remediation of soils polluted by metals. The revival of the mineral extraction industry in Katanga threatens these metallophytes, which are now present on the list of most critically endangered plants. It also leads to serious threats to human health. The conservation of plant diversity on metal-rich soils requires an understanding of the soil-plant relationships at different scales (ecosystem, community and population) in order to define *in situ* and *ex situ* conservation strategies. The present chapter proposes a review of advances and perspectives on soil-plant relationships in Cu and Co habitats, and their implications for the conservation of plant communities, species and genetic diversities. Soil chemical factors (i.e. Cu, Co, pH, C, N, Ca, Mn and Fe), and the ecological conditions they generate, are essential to the structure and heterogeneity of plant communities at the scale of an outcrop of Cu and Co. The maintenance or restoration of these soil factors is therefore necessary and represents a crucial point for the reconstruction or restoration of plant communities of copper outcrops after exploitation. Each outcrop must be the subject of an action plan of its own, due to the specificity of the plant communities on the scale of each outcrop. The *ex situ* conservation of individual species remains a challenge because of the interspecific variation of their edaphic niches linked to Cu and Co, but also to other edaphic conditions. The results presented in this chapter suggest that conservation strategies should be developed for each taxon, in particular to restore viable populations in restored habitats.

## **1. Enjeux de la diversité végétale des sites cuprifères du Katanga**

Depuis plusieurs siècles, les botanistes sont fascinés par la diversité végétale associée aux sols métallifères (c’est-à-dire riches en métaux lourds). Les sols métallifères peuvent être d’origine naturelle ou anthropique, c’est-à-dire que leur formation résulte d’activités humaines. Les affleurements métallifères naturels les plus répandus à la surface de la terre sont les affleurements serpentiniques riches en nickel, en fer et en magnésium (Brady et al., 2005), mais il existe aussi des affleurements de fer, de manganèse, de cuivre, de cobalt, d’or et d’autres minerais rares. Ces anomalies géochimiques sont exceptionnelles à la surface de la planète et peuvent atteindre plusieurs grammes de métaux par kilogramme de sol. La toxicité des éléments traces métalliques opère un filtre très sévère sur les espèces, ce qui a pour effet l’élimination de nombreuses espèces intolérantes aux métaux, mais qui, toutes autres conditions étant égales, pourraient croître en ces milieux.

Au Katanga, une province située au sud-est de la République Démocratique du Congo, les affleurements riches en cuivre (Cu) et en cobalt (Co), appelés sites cuprifères, présentent des formations végétales distinctes au sein du paysage (Duvigneaud & Denayer-De Smet, 1963) (Figure 1). Les communautés végétales de ces sites cuprifères



**Figure 1.** Localisation et paysage des sites cuprifères de l'Arc cuprifère katangais, des communautés végétales principales et de deux de leurs espèces indicatrices. (a) Localisation de la République Démocratique du Congo, du Katanga et de l'Arc cuprifère katangais. (b) Paysage de l'Arc cuprifère katangais avec site cuprifère en avant plan entouré de *Uapaca robynii*. (c<sub>1</sub>) Savane steppique. (c<sub>2</sub>) *Loudetia simplex*. (c<sub>3</sub>) *Cryptosepalum maraviense*. (d<sub>1</sub>) Steppe. (d<sub>2</sub>) *Asclepis metallorum*. (d<sub>3</sub>) *Xerophyta equisetoides*.

hébergent environ 600 espèces constituant la «flore du cuivre» (Malaisse, 1983; <http://copperflora.org/eflora/>). Parmi les gisements de cuivre mondiaux, les sites cuprifères du Katanga sont les seuls connus pour héberger des taxons endémiques stricts (Faucon et al., 2010). On recense 32 taxons endémiques stricts (uniquement sur sols métallifères) et 23 endémiques larges (c'est-à-dire présentant plus de 75 %

des occurrences sur les sols riches en Cu) (Faucon et al., 2010). La proportion d'endémique stricte parmi la flore du cuivre, estimée à 5 %, est considérée comme faible en comparaison des autres flores métallicoles, telle que la flore des sols des serpentines de Californie et d'Italie, qui présentent un taux d'endémisme quatre à cinq fois élevé.

L'exploitation minière altère directement la biodiversité de ces sites cuprifères par l'extraction de minerais (Faucon, 2008; Faucon et al., 2011; Le Stradic et al., 2016). Le Katanga, en raison de son sous-sol riche en métaux et minerais, est en première ligne en ce qui concerne l'exploitation minière. Ainsi, en République Démocratique du Congo, 70 % des taxons endémiques métallifères sont désormais considérés en « danger critique d'extinction » et environ 10 % seraient déjà éteints (Faucon et al., 2010; Faucon et al., 2012a). En outre, le Katanga correspond à l'une des principales régions du monde présentant des problèmes environnementaux et de santé public associés à la contamination par le Cu, le Co et l'U des sols, de l'air et de l'eau, en raison de la forte activité d'extraction opérant dans la région (Banza et al., 2009; Manda et al., 2010; Cheyns et al., 2014). Les surfaces de sols contaminés par les métaux ne cessent d'augmenter en raison de l'activité minière qui a débuté industriellement dans la région au début du xx<sup>e</sup> siècle et qui connaît, depuis le début du xxi<sup>e</sup> siècle, une forte intensification. Ainsi, un des principaux enjeux est, et sera, de remédier à cette contamination notamment par le développement de procédés de phytoremédiation innovants à partir de la diversité végétale des affleurements cuprifères (Boisson et al., 2015). De par son aptitude à tolérer et accumuler les métaux, la flore métallicole représente une ressource biologique remarquable, à la fois scientifiquement intéressante et précieuse pour de nombreuses applications écotechnologiques dans la phytoremédiation des sols contaminés : il est donc essentiel de conserver ce patrimoine biologique (Whiting et al., 2004). Leur implication en écotechnologie est accentuée par la valorisation en chimie verte des métaux (Zn, Ni, Pt, Cu, Co et Mn) issus de la biomasse des métallobytophytes hyperaccumulatrices comme catalyseurs des réactions de synthèse organique de molécules d'intérêt (Losfeld et al., 2012; Grison, 2014).

Les communautés végétales des sites cuprifères sont peu, voire pas, résilientes aux perturbations anthropiques fortes, telles que l'extraction de minerais, qu'elle soit faite de façon artisanale ou industrielle. En comparant, en termes de composition d'espèces et/ou d'abondance de traits fonctionnels, les communautés végétales primaires des affleurements de cuivre et les communautés végétales secondaires issues de la recolonisation de zones perturbées (c'est-à-dire de zones de remaniement des substrats miniers et des dépôts de déchets miniers) ou les communautés issues de translocations de sols et de carpettes de végétation, aucun signe de résilience des communautés primaires n'a été mis en évidence même après 30 ans (Faucon et al., 2011; Ilunga Wa Ilunga et al., 2015; Le Stradic et al., 2016).

Il est donc urgent de développer des mesures de conservation et des projets de restauration de la biodiversité des affleurements de cuivre et de cobalt au Katanga. Les connaissances des processus écologiques et biogéochimiques qui régissent les écosystèmes, les communautés et les populations sont fondamentales pour définir et appliquer la restauration écologique à des habitats dégradés (Palmer et al., 1997). Dans le cas des écosystèmes métallifères, on s'attend à ce que la variation des condi-

tions chimiques du sol soit le principal facteur de structuration de la diversité végétale, et cette variation devrait être prise en compte pour recréer les conditions adéquates de croissance des espèces et des assemblages d'espèces dans les programmes de conservation, de restauration et de phytostabilisation.

Le présent chapitre propose une synthèse des avancées et perspectives des études récentes ayant examiné les relations sol-plantes au sein des habitats des sites cuprifères du Katanga, aux différents niveaux de la biodiversité : diversité des communautés végétales, diversité spécifique, variation des niches écologiques des espèces et variabilité intraspécifique des traits adaptatifs. Les implications pour la conservation de cette flore exceptionnelle sont mises en avant.

## 2. Structuration de la diversité végétale des gisements de cuivre en lien avec les conditions édaphiques

### 2.1. Variation des assemblages d'espèces des sites cuprifères

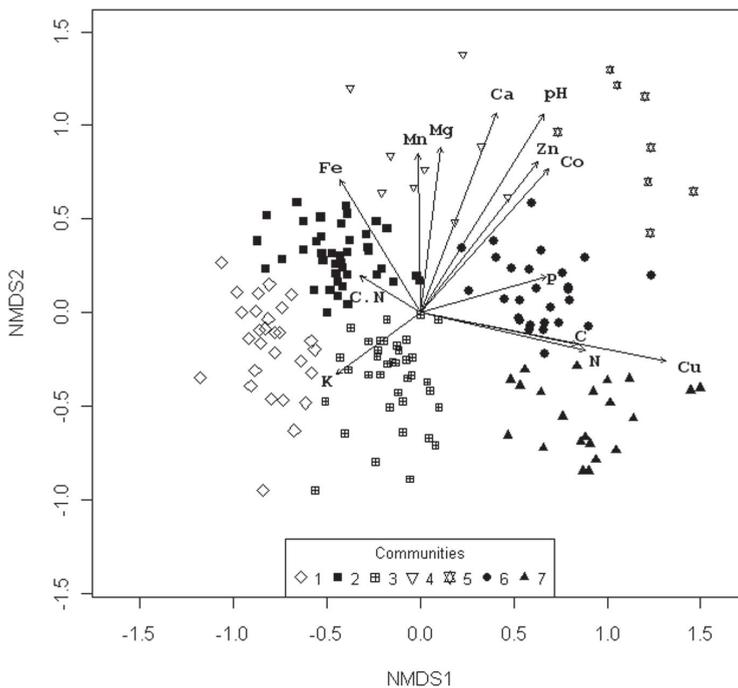
La physionomie générale de la végétation des affleurements de cuivre se présente sous forme d'une succession de formations végétales du haut vers le bas de l'affleurement métallifère (Figure 2) : au sommet, une communauté d'espèces chasmophytiques sur des blocs de roche siliceuse cellulaire peu minéralisés (concentration en Cu extrait à l'EDTA entre 250 et 900 mg.kg<sup>-1</sup>), suivie d'une steppe sur la partie supérieure des affleurements où les concentrations en Cu sont les plus fortes (3 500-10 000 mg.kg<sup>-1</sup>) et une savane steppique au pied de la colline avec des concentrations en Cu moindres (100-3 500 mg.kg<sup>-1</sup>) (appelée aussi *dembo* d'empoisonnement) (Duvigneaud & Denayer-De Smet, 1963; Brooks et al., 1985). La végétation du cuivre s'est, en fait, révélée être plus complexe qu'une simple succession de formations végétales le long d'un gradient de contamination. En effet, trois études plus fines ont mis en évidence une mosaïque de communautés à la fois au sein de et entre les sites (Saad et al., 2012; Ilunga Wa Ilunga et al., 2013; Séleck et al., 2013). Sur trois sites, Séleck et al. (2013) ont identifié sept communautés végétales différentes (Figure 3) dont six sont quasi uniques à un seul site. La spécificité floristique des sites peut être due à leur isolement géographique, entraînant une colonisation aléatoire à partir d'un pool régional d'espèces. Une diversité bêta (entre sites) élevée a aussi été observée à l'échelle régionale entre taches d'habitats serpentines (Harrison et al., 2004).

Les gradients marqués en Cu et Co extractibles du sol sont les principales variables chimiques du sol qui sont corrélées à la variation floristique des communautés végétales au sein des sites. D'autres facteurs chimiques du sol, tels que le pH, C, Ca et Mn, contribuent également à la variation floristique et à l'hétérogénéité des communautés végétales au sein et entre affleurements de cuivre (Saad et al., 2012; Ilunga Wa Ilunga et al., 2013; Séleck et al., 2013). Ces facteurs du sol influencent la disponibilité et donc la toxicité du Cu et du Co (Lange et al., 2014; Pourret et al., 2015). Le Co, par exemple, présente une affinité élevée pour les oxydes de Mn qui pourraient diminuer sa disponibilité et sa toxicité (Collins & Kinsela, 2011). De la même manière, de fortes concentrations d'oxydes de Fe et de matière organique dans le sol peuvent réduire la disponibilité du Cu et donc sa toxicité (Kabala & Singh, 2001). Les steppes, situées sur la partie supérieure des affleurements

(c'est-à-dire, où les concentrations en Cu sont les plus élevées), présentent des valeurs plus élevées de pH, des concentrations en C, N, Zn, Ca, P plus fortes, des valeurs C:N moindres et des concentrations en Fe et K plus faibles que pour les savanes steppiques situées en bas de versant où les concentrations en Cu sont moins élevées.



**Figure 2.** (a) (b) et (c) Vue générale de trois affleurements de Cu et Co au Katanga (République Démocratique du Congo) isolés géographiquement dans le paysage katangais dominé par la forêt claire du *miombo* sur les sols non métallifères; (d) Végétation chasmophytique de sommet d’affleurement; (e) et (f) Steppes sur sols avec de fortes teneurs en Cu; (g) Savane steppique de pente et (h) Savane steppique de bas de pente, ou *dembo* d’empoisonnement, où les teneurs en Cu sont moindres.



**Figure 3.** Diagramme d'ordination des relevés de végétation ( $n=172$ ) distribués dans sept communautés végétales et associés aux facteurs du sol (Séleck et al., 2013). Savanes steppiques : 1 : sur Kavifwafwaulu ; 2 : sur Fungurume V nord ; 3 : sur Kazinyanga. Steppes : 4 : transition sur Fungurume V nord ; 5, 6 : steppe sur Fungurume V nord ; 7 : steppe sur Kavifwafwaulu et Kazinyanga.

## 2.2. Variation de la richesse spécifique des sites cuprifères

Les steppes, où les concentrations en Cu et Co sont les plus élevées, accueillent la richesse en endémiques la plus élevée (Séleck et al., 2013). Ces endémiques tolèrent des conditions phytotoxiques extrêmes, et sont essentiellement associées aux sols les plus riches en Cu et en Co (Faucon et al., 2009; Faucon et al., 2012b). Cette particularité confère aux communautés végétales steppiques une valeur biologique élevée, et leur conservation est de ce fait prioritaire.

À l'échelle du paysage, d'autres facteurs, tels que des paramètres spatiaux (par exemple la surface du site ou la distance géographique entre les sites), influencent également les richesses en espèces et en endémiques sur sites cuprifères. Basée sur la théorie de la biogéographie insulaire, une étude récente de 34 sites cuprifères, de surface (0,2 ha à 27,3 ha) d'isolement géographique variable dans un paysage de  $30 \times 20$  km, a démontré que la richesse en endémiques est positivement corrélée à la surface des sites, ce qui peut résulter d'une plus grande diversité d'habitats. L'utilisation de courbes d'accumulation a démontré que les trois plus grands affleurements (sur 34) hébergeaient l'ensemble des 25 espèces endémiques présentes dans le paysage, alors

que les 15 plus petits affleurements étaient nécessaires à atteindre la même richesse spécifique. Ces résultats démontrent l'importance des grands sites cuprifères dans la conservation de la richesse des endémiques des affleurements de cuivre.

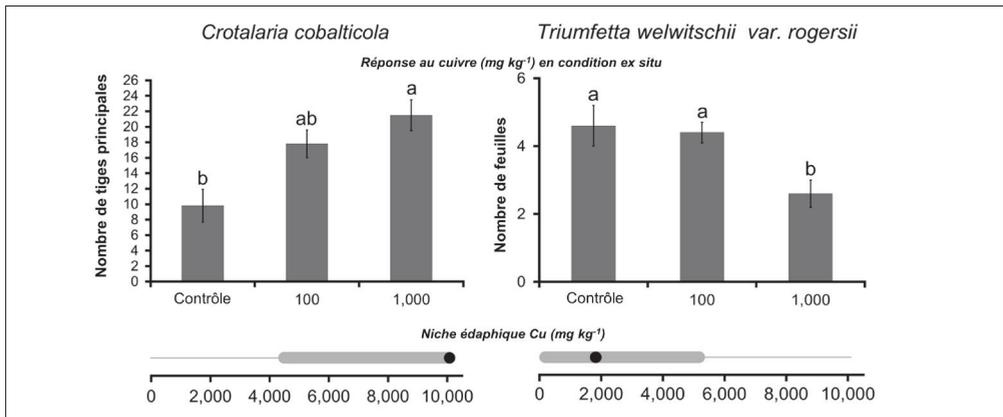
### 2.3. Variation des niches édaphiques des taxons des affleurements riches en cuivre et cobalt

Les optima et amplitudes des niches écologiques des endémiques métallophytes du Katanga et des espèces structurantes des communautés végétales des sites cuprifères varient fortement, d'une espèce à l'autre, le long des gradients de Cu et de Co (Faucon et al., 2011 ; Faucon et al., 2012a ; Ilunga Wa Ilunga et al., 2013 ; Boisson et al., 2016a ; Boisson et al., 2016b). Pour le Cu, la tolérance s'étalonne de 50 à 11 000 mg.kg<sup>-1</sup> de sol et pour le Co de 4 à 1 500 mg.kg<sup>-1</sup> de sol. Dans une étude de modélisation des niches écologiques de 80 espèces de la flore du cuivre, Boisson (2016c) a montré que les amplitudes écologiques se répartissent régulièrement le long des gradients de contamination. Toutefois, les optimums écologiques montrent une ségrégation nette en trois groupes d'espèces : optimum aux plus hautes concentrations en Cu/Co, optimum aux plus basses concentrations en Cu/Co, optimum dans la gamme intermédiaire de concentrations en Cu/Co.

En comparant l'endémique stricte *Crepidiorhopalon perennis* (P.A.Duvign.) Eb.Fisch. (Linderniaceae) avec sa congénère pseudométallophyte *C. tenuis* (S.Moore) Eb.Fisch., Faucon et al. (2011) et Faucon et al. (2012a) ont montré que l'endémique occupait les sols les plus riches en Cu induisant un isolement écologique qui aurait participé au processus de spéciation écologique de cette espèce. Boisson et al. (2016a) ont montré que, parmi huit endémiques, six espèces ont des optima écologiques dans des concentrations de cobalt inférieures à 100 mg.kg<sup>-1</sup> et que seules deux espèces ont des optima écologiques supérieurs à 3 000 mg.kg<sup>-1</sup> de Cu dans le sol. L'amplitude écologique des endémiques *in situ* (en réponse aux concentrations en Cu ou Co) détermine leur besoin en cuivre pour la culture en conditions contrôlées (Boisson et al., 2016d). Par exemple, *Crotalaria cobalticola* P.A.Duvign. & Plancke, dont l'optimum écologique se situe dans les plus hautes concentrations sur le terrain (>10 000 mg.kg<sup>-1</sup> Cu de sol), présente une croissance supérieure dans des sols contaminés expérimentalement en Cu par rapport à des sols non contaminés alors que *Triumfetta welwitschii* var. *rogersii* (N.E.BR.) Brummitt & Seyani, qui présente un optimum *in situ* dans de plus basses concentrations (2 000 mg.kg<sup>-1</sup> Cu de sol), montre une meilleure croissance sur des sols de culture non contaminés (Figure 4). De plus, l'influence du cuivre dépend du stade de développement tel que démontré par des tests de germination chez quatre espèces des genres *Crotalaria* et *Diplolophium*, ces variations interstades étant propres à chaque espèce (Boisson et al., 2016e ; Boisson et al., 2017).

### 2.4. Variation des traits fonctionnels en relation aux propriétés des sols

Parmi la flore du Katanga, seul un petit nombre d'espèces peuvent s'établir sur les affleurements de Cu et Co. Le filtre environnemental induit par les conditions édaphiques phytotoxiques de ces habitats sélectionne uniquement les espèces capables de s'établir sur ces milieux limitants, car présentant des traits particuliers telle que la



**Figure 4.** Réponse de *Crotalaria cobalticola* et *Triumfetta welwitschii* var. *rogersii* aux concentrations en Cu en culture (histogramme) et amplitude écologique en populations naturelles (graphe horizontal). Les moyennes avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes. L'amplitude écologique des espèces en réponse aux concentrations en Cu ont été modélisée par la méthode GAM. La ligne pleine représente l'amplitude écologique et le point l'optimum écologique.

tolérance au Cu et au Co, à la sécheresse et aux feux saisonniers, ainsi que pour certaines espèces un besoin nutritionnel en Cu élevé (Chipeng et al., 2009; Faucon et al., 2012a). Les concentrations en Cu et Co dans le sol impliquent des réponses variées sur différents traits selon l'espèce. Delhay et al. (2016) ont montré que les concentrations croissantes de métal privilégient le remplacement d'espèce par rapport à la variation intraspécifique, ce qui signifie que les espèces de ces habitats présentent une faible plasticité phénotypique. À l'échelle des communautés, la variation des traits se traduit par un changement dans les abondances des différentes formes de vie. Les espèces à xylopoies (organes de réserve souterrain) sont dominantes dans les communautés de bas de pente, sur des sols plus profonds et moins riches en métal, alors que les annuelles sont dominantes dans les communautés supérieures des affleurements sur des sols plus superficiels et très enrichis (Meerts, 2012; Delhay et al., 2016).

Même si les priorités de conservation sont définies en partie sur base de la rareté et la menace d'extinction des espèces, la stratégie de conservation de la flore du cuivre doit aussi intégrer la conservation de la diversité génétique au sein des espèces. En effet, il a été montré qu'une variation génétique de certains traits adaptatifs existe entre les populations d'une même espèce présentes sur les sols riches en Cu et en Co. Une variation génétique interpopulationnelle de la tolérance et de l'accumulation du Cu a été démontrée chez deux pseudométallophytes, *Crepidiorhopalon tenuis* et *Haumaniastrum katangense* (Faucon et al., 2012b; Peng et al., 2012). Cette variabilité génétique constitue une opportunité en ingénierie écologique pour définir et ajuster différents procédés de phytoremédiation (phytoextraction ou phytostabilisation) en regard de la variabilité des sites et sols tropicaux contaminés par les métaux lourds, des problèmes environnementaux et des possibilités de valorisation économique de la biomasse végétale produite.

### 3. Implications pour la conservation de la flore du cuivre

La première stratégie à développer pour conserver la flore du cuivre et son potentiel écotecnologique viserait à la mise en protection d'un ensemble d'affleurements représentatifs de la diversité végétale des sites de l'Arc cuprifère. Comme démontré à l'échelle du paysage, la protection d'un nombre limité de sites de surfaces importantes sélectionnés sur base de critères objectifs permettrait de recouvrir la diversité en espèces endémiques. Un réseau de zones protégées devrait aussi idéalement recouvrir la diversité écosystémique de l'habitat visé. La grande variation des communautés végétales observée entre sites demanderait dans ce cas la mise en protection d'un nombre important d'affleurements, ce qui est irréaliste au vu des enjeux socio-économiques liés à l'extraction des minerais au Katanga.

D'autres approches de conservation ont donc été récemment testées pour préserver le patrimoine biologique des affleurements de cuivre, telle que la reconstruction des communautés végétales par transfert de top-sol ou de carpettes de végétation associée à la translocation d'individus (Le Stradic et al., 2016), et la conservation *ex situ* via des banques de graines des espèces les plus caractéristiques, la multiplication d'espèces en pépinière ou encore via la conservation de certaines espèces en jardin botanique (Boisson et al., 2016d; Copperflora.org).

Toutes ces approches demandent de prendre en compte la diversité des relations sol-plantes mises en avant dans les différentes études recensées dans ce chapitre. Les facteurs chimiques du sol (c'est-à-dire pH, C, N, Ca, Mn et Fe) et les conditions écologiques qu'ils génèrent sont essentiels à la structuration des communautés végétales, et leur variation est en partie responsable de l'hétérogénéité des communautés observées à l'échelle d'un affleurement de Cu et Co. Le maintien ou la restauration de ces facteurs du sol est, de ce fait, nécessaire et représente un point crucial pour la reconstruction ou la restauration des communautés végétales des affleurements de cuivre après exploitation. Chaque affleurement doit faire l'objet d'un plan d'action qui lui est propre du fait de la spécificité des communautés végétales à l'échelle des affleurements individuels. La conservation *ex situ* des espèces individuelles est également un défi du fait de la variation interspécifique des niches édaphiques des endémiques en lien au Cu et au Co, mais également aux autres conditions édaphiques. Les résultats présentés dans ce chapitre suggèrent que les stratégies à développer sont spécifiques pour chaque taxon à conserver, en particulier pour rétablir des populations viables dans des habitats restaurés.

## Bibliographie

- Banza C.L.N. et al., 2009. High human exposure to cobalt and other metals in Katanga, a mining area of the Democratic Republic of Congo. *Environ. Res.*, **109**(6), 745-52.
- Boisson S. et al., 2015. Concilier la phytostabilisation des sols pollués avec la conservation de la flore cupro-cobalticole dans la région de Lubumbashi : une stratégie nouvelle pour valoriser les écosystèmes extrêmes ? In: Bogaert J. & Halleux J.M., 2015. *Territoires périurbains. Développement, enjeux et perspectives dans les pays du Sud*. Gembloux, Belgique : Les Presses agronomiques de Gembloux.

- Boisson S. et al., 2016a. Edaphic niches of metallophytes from southeastern Democratic Republic of Congo: Implications for post-mining restoration. *J. Nat. Conserv.*, **33** (2016), 18-24.
- Boisson S. et al., 2016b. Potential of copper-tolerant grasses to implement phytostabilisation strategies on polluted soils in South D.R. Congo. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **23**, 13 693-13 705.
- Boisson S., 2016c. Caractérisation de la niche édaphique des espèces cupro-cobalticoles du Katanga (R.D. Congo) en vue de leur conservation et de leur valorisation dans des stratégies de phytostabilisation. PhD Thesis. Université de Liège, Gembloux Agro-Bio tech.
- Boisson S. et al., 2016d. No copper required for germination of an endangered endemic species from the Katangan Copperbelt (Katanga, D.R. Congo): *Diplophium marthozianum*. *Trop. Ecol.*, **58**, 193-198.
- Boisson S. et al., 2016e. Copper tolerance of three *Crotalaria* species from southeastern D.R. Congo at the early development stage. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **20**(2), 151-160.
- Boisson S. et al., 2017. Specialized edaphic niches of threatened copper endemic plant species in the D.R. Congo: implications for *ex situ* conservation. *Plant Soil*, DOI 10.1007/s11104-016-3095-7
- Brady K.U., Kruckeberg A.R. & Bradshaw Jr. H.D., 2005. Evolutionary ecology of plant adaptation to serpentine soils. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, **36**(1), 243-266.
- Brooks R.R. & Malaisse F., 1985. *The heavy metal tolerant flora of Southcentral Africa: a multidisciplinary approach*. Rotterdam: A.A. Balkema.
- Cheyns K. et al., 2014. Pathways of human exposure to cobalt in Katanga, a mining area of the D.R. Congo. *Sci. Total Environ.*, **490**, 313-321.
- Chipeng F.K. et al., 2009. Copper tolerance in the cuprophyte *Haumaniastrum katangense* (S. Moore) P.A. Duvign. & Plancke. *Plant Soil*, **328**(1-2), 235-244.
- Collins R.N. & Kinsela A.S., 2011. Pedogenic factors and measurements of the plant uptake of cobalt. *Plant Soil*, **339**(1), 499-512.
- Delhay G. et al., 2016. Community variation in plant traits along copper and cobalt gradients. *J. Veg. Sci.*, **27**, 854-864.
- Duvigneaud P. & Denaeyer-De Smet S., 1963. Cuivre et végétation au Katanga [Copper and vegetation in Katanga]. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.* Travaux du Centre scientifique et médical de l'Université libre de Bruxelles en Afrique centrale, **96**, 93-224.
- Faucon M.-P., 2008. Conservation du patrimoine biologique du Katanga : Initiation d'un programme de conservation de la biodiversité des affleurements naturels de cuivre. *EchoSud*, **18**, 6-7.
- Faucon M.-P. et al., 2009. Soil influence on Cu and Co uptake and plant size in the cuprophytes *Crepidiorhapon perennis* and *C. tenuis* (Scrophulariaceae) in SC Africa. *Plant Soil*, **317**(1-2), 201-212.
- Faucon M.-P. et al., 2010. Copper endemism in the Congolese flora: a database of copper affinity and conservational value of cuprophytes. *Plant Ecol. Evol.*, **143**(1), 5-18.
- Faucon M.-P. et al., 2011. May rare metallophytes benefit from disturbed soils following mining activity? The case of the *Crepidiorhapon tenuis* in Katanga (D.R. Congo). *Restor. Ecol.*, **19**(3), 333-343.
- Faucon M.-P. et al., 2012a. Copper tolerance and accumulation in two cuprophytes of South Central Africa: *Crepidiorhapon perennis* and *C. tenuis* (Linderniaceae). *Environ. Exp. Bot.*, **84**, 11-16.
- Faucon M.-P. et al., 2012b. Ecology and hybridization potential of two sympatric metallophytes, the narrow endemic *Crepidiorhapon perennis* (Linderniaceae) and its more widespread congener. *Biotropica*, **44**(4), 454-462.

- Grison C., 2014. Combining phytoextraction and ecocatalysis: a novel concept for greener chemistry, an opportunity for remediation. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 1-3.
- Harrison S., Safford H. & Wakabayashi J., 2004. Does the age of exposure of serpentine explain variation in endemic plant diversity in California? *Int. Geol. Rev.*, **46**(3), 235-242.
- Ilunga Wa Ilunga E. et al., 2013. Small-scale diversity of plant communities and distribution of species niches on a copper rock outcrop in Upper Katanga, D.R. Congo. *Plant Ecol. Evol.*, **146**(2), 173-182.
- Ilunga Wa Ilunga E. et al., 2015. Plant functional traits as a promising tool for the ecological restoration of degraded tropical metal-rich habitats and revegetation of metal-rich bare soils: A case study in copper vegetation of Katanga, DRC. *Ecol. Eng.*, **82**, 214-221.
- Kabala C. & Singh B.R., 2001. Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter. *J. Environ. Qual.*, **30**(2), 485-492.
- Lange B. et al., 2014. Prediction of the edaphic factors influence upon the copper and cobalt accumulation in two metallophytes using copper and cobalt speciation in soils. *Plant Soil*, **379**(1-2), 275-287.
- Le Stradic S. et al., 2016. Comparison of translocation methods to conserve metallophyte communities in southeastern D.R. Congo. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **23**(14), 13 681-13 692.
- Losfeld G. et al., 2012. The chemical exploitation of nickel phytoextraction: an environmental, ecologic and economic opportunity for New Caledonia. *Chemosphere*, **89**(7), 907-910.
- Malaisse F., 1983. Phytogeography of the copper and cobalt flora of Upper Shaba (Zaire), with emphasis on its endemism, origin and evolution mechanisms. *Bothalia*, **14**, 497-504.
- Manda B., Colinet G. & André L., 2010. Évaluation de la contamination de la chaîne trophique par les éléments traces (Cu, Co, Zn, Pb, Cd, U, V et As) dans le bassin de la Lufira supérieure (Katanga). *Tropicultura*, **28**(4), 246-252.
- Meerts P., 2012. Écologie et biogéochimie des affleurements métallifères du Katanga. *Bull. Séances Acad. R. Sci. Outre-Mer*, **58**, 301-314.
- Palmer M.A., Ambrose R.F. & Poff N.L.R., 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restor. Ecol.*, **5**(4), 291-300.
- Peng H. et al., 2012. Differences in copper accumulation and copper stress between eight populations of *Haumaniastrum katangense*. *Environ. Exp. Bot.*, **79**, 58-65.
- Pourret O. et al., 2015. Modeling of cobalt and copper speciation in metalliferous soils from Katanga (Democratic Republic of Congo). *J. Geochemical Explor.*, **149**, 87-96.
- Saad L. et al., 2012. Investigating the vegetation-soil relationships on the copper-cobalt rock outcrops of Katanga (D.R. Congo), an essential step in a biodiversity conservation plan. *Restor. Ecol.*, **20**(3), 405-415.
- Séleck M. et al., 2013. Chemical soil factors influencing plant assemblages along copper-cobalt gradients: implications for conservation and restoration. *Plant Soil*, **373**(1/2), 455-469.
- Whiting S.N. et al., 2004. Research priorities for conservation of metallophyte biodiversity and their potential for restoration and site remediation. *Restor. Ecol.*, **12**(1), 106-116.

# 4

---

## Concilier la conservation des métallophytes et la phytoremédiation des sols pollués par les éléments traces métalliques

Sylvain BOISSON, Mylor NGOY SHUTCHA, Grégory MAHY\*

La conservation de la biodiversité est devenue un défi social, politique et économique au niveau mondial. Étant donné que certaines régions du monde sont fortement soumises à l'anthropisation et à ses impacts, il est indispensable de modifier notre perception et notre réflexion en ce qui concerne la conservation de la biodiversité et la restauration écologique d'habitats naturels. Ce chapitre explore les possibilités existantes pour associer la conservation des espèces végétales d'intérêt avec la phytoremédiation des sols pollués. Cette nouvelle stratégie semble encourageante pour renforcer le lien entre société et environnement. En utilisant la diversité végétale locale, il est possible de créer de nouvelles communautés végétales afin de réhabiliter des sols pollués par les éléments traces métalliques. Le cas de la ville de Lubumbashi et de la flore de l'Arc cuprifère katangais (République Démocratique du Congo) représente un exemple remarquable pour explorer les étapes à mettre en place pour atteindre ce but, même si cela nécessite encore d'approfondir les recherches sur les relations plantes-sol.

### **Conciliating the conservation of metallophytes and the phytoremediation of polluted soils by trace metals**

The conservation of biodiversity has become a social, political and economic challenge worldwide. Considering that some regions are subject to anthropization and its ecological consequences, it is urgent to change our perception and reflexion about the conservation of biodiversity and the ecological restoration of natural habitats. This chapter reviews the existing solutions and proposes to associate the conservation of plant species of interest and the phytoremediation of polluted soils. This new strategy seems encouraging to conserve the link between a society and its environment. By using local plant diversity, new plant communities could be established on polluted soils to decrease metal mobility. The study case of the city of Lubumbashi with the copper-cobalt flora of the Katangan Copperbelt (Democratic Republic of the Congo) is considered a remarkable example to explore practical and feasible steps even if our knowledge on plant-soil interactions could still be improved.

---

Bogaert J., Colinet G. & Mahy G., 2018. *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège – Agronomie-Gembloux.

## 1. La conservation de la biodiversité, de nouveaux objectifs pour 2020

La conservation de la biodiversité est reconnue comme un enjeu majeur à l'échelle mondiale depuis plus de 20 ans (United Nations, 1992). La prise de conscience de son importance avait déjà émergé dans le monde scientifique sous la forme d'une discipline de crise appelée «biologie de la conservation» (Soulé, 1985). Cette science constitue une approche pluridisciplinaire (écologie, biogéographie, démographie, génétique, systématique, biologie évolutive, etc.) nécessaire à la mise en place de stratégies de conservation en réponse à un déclin de la biodiversité (Soulé, 1985; Primack, 2010). Les stratégies principales qui en découlent sont divisées entre la conservation *in situ* et *ex situ*. Face à la pression continue sur les écosystèmes et la difficulté de mettre en place ces stratégies dans certains cas, l'«écologie de la restauration» a vu le jour et poursuit un objectif similaire avec une philosophie différente. Tandis que la biologie de la conservation tente de préserver et maintenir les habitats et la biodiversité à long terme, l'écologie de la restauration assure que le processus de dégradation des habitats soit réversible par des actions intentionnelles ou assistées (Young, 2000; Clewell & Aronson, 2004). Cependant, toutes deux basent leur stratégie en lien avec un écosystème historique à conserver ou à atteindre, appelé écosystème de référence (Bullock et al., 2011). Contrairement à la biologie de la conservation qui a une identité théorique, les concepts de base de l'écologie de la restauration, plus appliqués, font encore l'objet de discussions (Van Andel & Aronson, 2006).

Malgré la complémentarité des deux disciplines écologiques, les mesures stratégiques prises lors de la Convention pour la Diversité Biologique en 1992 et en 2002 n'ont pas réussi à remplir les objectifs de maintien de la biodiversité (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2014). Les causes principales de la perte de la biodiversité sont la diminution et la dégradation des habitats dues à la pression anthropique (Millenium Ecosystem Assessment, 2005; Vié et al., 2008). En colonisant les milieux naturels, l'Homme change l'occupation et la fonction primaire des écosystèmes pour les adapter à ses besoins : agriculture, élevage, pêche, industries, constructions, voirie, etc. (Vitousek, 1997). Vu l'hétérogénéité de développement dans les populations humaines, la difficulté dans la mise en place d'une telle convention réside dans l'importance donnée à la biodiversité par rapport à la société (Adams et al., 2004). Le Plan stratégique Vision 2011-2020 de cette convention (c'est-à-dire Objectifs d'Aichi) poursuit 20 objectifs en développant des actions conjointes à toutes les échelles afin de comprendre, de conserver et d'utiliser la biodiversité (UNEP, 2015). Un des objectifs spécifiques est d'utiliser de manière durable la diversité végétale au travers, entre autres, d'innovations afin d'appuyer la sécurité alimentaire et la santé. Suit la Vision 2050, dont l'objectif final propose que «la diversité biologique soit valorisée, conservée, restaurée et utilisée avec sagesse, en assurant le maintien des services d'écosystèmes, en maintenant la planète en bonne santé et en procurant des avantages essentiels à tous les peuples» (UNEP, 2015).

## 2. Services, restauration et écosystèmes

L'utilisation de la diversité biologique comme un outil ou un service à la société est un concept très récent qui est en plein essor ces dernières années (Daily, 1997; UNEP, 2015). Les services écosystémiques peuvent être définis comme les bénéfices que les humains obtiennent à partir des écosystèmes, où les services sont le résultat des processus et des fonctions de l'écosystème; le stockage de carbone, les flux d'eau et la fertilité du sol en sont les exemples récurrents (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Même si le lien entre la biodiversité et les services d'un écosystème est complexe à déterminer, il a été démontré que la richesse spécifique d'un écosystème est positivement corrélée à la qualité des services fournis (Balvanera et al., 2006). L'état de santé des écosystèmes est déterminant pour la biodiversité. Une méta-analyse récente a montré une corrélation positive entre la restauration d'écosystème, la biodiversité et la fourniture de services écosystémiques (Rey Benayas et al., 2009). Cependant, le succès de la restauration de l'écosystème et de ses services n'est pas systématique et dépend de l'écosystème de référence considéré (Bullock et al., 2011). Le choix de la référence est une étape aussi importante que complexe; elle représente un état historique non dégradé naturel ou semi-naturel de l'écosystème (Egan et al., 2005).

Quand le retour à la composition, aux conditions, aux fonctions et aux services historiques de l'écosystème est impossible ou hors d'atteinte sans manipulation et gestion très conséquentes et coûteuses, il convient de se détacher des concepts traditionnels. Le concept de «nouvel écosystème» ou «écosystème émergeant» est le résultat d'une considération accrue des changements rapides d'écosystèmes historiques qui amènent à la création d'autres écosystèmes. Ils diffèrent en composition et/ou en fonctions par rapport aux écosystèmes historiques présents dans les différents biomes (Hobbs et al., 2006). De nouveaux écosystèmes peuvent être volontairement créés pour fournir des services équivalents ou différents de l'écosystème historique (Hobbs et al., 2009). Ce concept permet de s'abstenir de l'écosystème de référence ou historique, et autorise donc des changements d'ampleur variable dans la composition du nouvel écosystème. Dans ce cadre, l'idée de préservation ou du maintien de l'intégrité des écosystèmes à toutes échelles n'est pas assurée, ce qui entraîne un conflit avec les objectifs de la conservation de la biodiversité et la biologie de la conservation (García-Palacios et al., 2010). Ce concept ne peut donc se présenter comme une solution unique, mais doit rester une alternative s'approchant de la notion de réhabilitation d'un écosystème face à l'impossibilité d'appliquer les stratégies issues de la biologie de la conservation et de l'écologie de la restauration (Hobbs et al., 2009; Bullock et al., 2011).

## 3. La pollution des sols et les phytotechnologies

Une des causes actuelles de la dégradation de la qualité des écosystèmes est la pollution par les éléments traces métalliques (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2014). Les sources anthropiques des contaminations métalliques sont principalement l'exploitation et la transformation des gisements, la production d'énergie, l'agriculture et les boues d'épuration qui mènent à leur dispersion dans

l'air, l'eau et le sol (Bradshaw et al., 1965 ; Prasad & De Oliveira Freitas, 2003 ; Kozlov & Zvereva, 2006). Ces éléments sont en production croissante à cause de la hausse de la demande et l'émergence de plusieurs pays d'Asie (ICMM, 2012). Ces métaux, non dégradables, interagissent physiquement et chimiquement avec d'autres facteurs édaphiques qui modifient leur mobilité et leur disponibilité (Dube et al., 2001). Dans le sol, leur biodisponibilité varie selon le pH, la capacité d'échange cationique, la teneur en matière organique, la quantité et le type d'argile, les oxydes de Fe et Mn et le potentiel redox (Wong, 2003). Une fois présents dans la fraction biodisponible, ils peuvent s'accumuler dans les tissus des organismes vivants qui sont d'abord les plantes et les microorganismes. Ce phénomène de bioaccumulation se répercute le long de la chaîne alimentaire et est responsable de problèmes de toxicité chez les êtres vivants végétaux et animaux (Järup, 2003 ; Ali et al., 2013). Chez les plantes, les éléments traces métalliques (Fe, Cu, Cd, Cr, Pb, Hg, Ni, V) catalysent notamment la production de radicaux libres qui bouleversent plusieurs mécanismes physiologiques cellulaires, détruisent l'ADN cellulaire et ainsi induisent un stress (Stohs & Bagchi, 1995 ; Furini, 2012). À l'extrême, de hautes teneurs en métaux, combinées avec des caractéristiques édaphiques particulières, peuvent mener à la disparition complète de la végétation naturelle exposant les zones environnantes aux métaux (Vangronsveld et al., 1995). Ces zones polluées perdent ainsi leur condition, leur composition et leurs fonctions historiques, puis deviennent une menace permanente pour l'environnement et la santé humaine (Järup, 2003 ; Banza et al., 2009 ; Cheyns et al., 2014).

Afin de réduire l'abondance des éléments traces métalliques dans l'environnement, des techniques de remédiation physiques (par exemple excavation) et chimiques (par exemple chélation, précipitation) des sols existent (Bolan et al., 2014). Elles restent cependant coûteuses et laborieuses à mettre en place à grande échelle (Cunningham & Ow, 1996). L'usage des plantes pour fournir des services à la société est apparu suite aux études sur les interactions plantes-sol dans les années 1990 ; c'est la phytoremédiation (Cunningham et al., 1995 ; van Breemen & Finzi, 1998). Cette technique inclut un ensemble de méthodes dont l'objectif est de réduire, déplacer, dégrader ou immobiliser les composés toxiques des sols pollués grâce à la mise en place d'une végétation (Cunningham et al., 1995 ; Peer et al., 2005). L'avantage est de combiner un coût plus faible que les techniques de remédiation classiques, une stratégie durable et un impact paysager plutôt favorable. On y distingue notamment la phytoextraction qui permet d'extraire les particules métalliques du sol vers les tissus végétaux grâce à l'utilisation de plantes accumulatrices ; la phytostabilisation qui permet d'adsorber, d'absorber ou de précipiter les métaux dans les tissus végétaux ou le sol au niveau de la rhizosphère grâce à des plantes tolérantes ; et la phytodégradation qui permet de transformer les éléments organiques polluants en matériaux non-toxiques dans la rhizosphère (Berti & Cunningham, 2000 ; Ali et al., 2013).

La phytoremédiation est, contrairement à la restauration écologique, une méthode qui n'a pas toujours pour ambition de restaurer l'ensemble des caractéristiques de l'écosystème historique. Tandis que la phytoextraction pourrait être envisagée comme un service qui, à long terme, restaure les conditions d'origine de l'écosystème, la phytostabilisation s'oriente plutôt vers la mise en place de nouveaux écosystèmes qui

doivent nécessairement perdurer à long terme pour éviter la mobilisation des métaux séquestrés. Ainsi, un nouvel écosystème composé d'autres espèces se constitue à court terme. D'autres espèces végétales de la matrice environnante peuvent venir enrichir la zone remédiée. Le nouvel écosystème fournit, par exemple, des services de régulation (par exemple réduction de maladie liée à l'intoxication), des services de soutien aux conditions favorables à la vie sur Terre (par exemple immobilisation des métaux toxiques) et des services culturels (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

## 4. Les métalphytes, une ressource biologique

Plusieurs régions du monde présentent des sols aux teneurs en éléments traces métalliques naturellement élevées appelés sols métallifères. Généralement, ces zones naturelles sont dispersées et isolées dans une matrice contenant des sols non-enrichis (Johnson, 1978). Les communautés végétales uniques de ces milieux sont fortement distinctes de celles de la matrice végétale environnante, et contiennent souvent des espèces ou des écotypes, endémiques, tolérant spécifiquement les métaux (Shaw, 1990; Wolf, 2001; Ernst, 2006; Baker et al., 2010). Ces taxons, les métalphytes, ont acquis des mécanismes physiologiques complexes au travers de processus (micro-)évolutifs qui leur permettent de tolérer, de survivre et de se reproduire jusqu'à un seuil déterminé de toxicité dépendant de l'espèce (Antonovics et al., 1971; Ernst, 2006; Alford et al., 2010; Furini, 2012).

Selon l'affinité des métalphytes pour les sols métallifères, deux comportements existent : les métalphytes absolues qui sont des espèces ayant une tolérance très élevée pour les éléments traces métalliques avec une distribution dépendante de ces éléments; et les métalphytes facultatives qui sont des écotypes ou des sous-espèces ayant une tolérance spécifique mais qui sont également retrouvées sur des sols non enrichis en éléments traces métalliques. Dans les communautés végétales contenant des métalphytes, peuvent aussi être retrouvées des espèces associées, issues de la matrice végétale dominante, tolérante (pseudo-métalphytes) ou non-tolérante (Baker et al., 2010). Parmi les métalphytes, trois stratégies de tolérance ont été identifiées : les (hyper)accumulateurs qui concentrent dans leurs tissus aériens les métaux en quantité plus que proportionnelle à celle du sol; les exclueurs qui limitent le transport et l'entrée des métaux vers les parties aériennes; et les indicateurs qui accumulent une quantité de métaux proportionnelle à celle du sol (Baker, 1981). Les métalphytes présentent une grande diversité taxonomique, même si beaucoup d'hyperaccumultrices connues appartiennent à la famille des *Brassicaceae* (Lone et al., 2008; Baker et al., 2010; Krämer, 2010).

Étant donné leurs adaptations physiologiques remarquables à tolérer ou accumuler les éléments traces métalliques, ces communautés ont souvent été pointées pour leurs ressources phytogénétiques utilisables dans des stratégies de phytoremédiation de sols pollués (Leteinturier et al., 1999; Whiting et al., 2002; Jacobi et al., 2007; Shutcha et al., 2010; Furini, 2012). La dépollution de zones contenant des éléments traces métalliques demande idéalement d'utiliser des espèces accumultrices afin d'exporter

les métaux (phytoextraction). Cependant, l'accumulation ou l'hyperaccumulation des métaux dans les tissus aériens des plantes sont des stratégies de tolérance spécifiques à certaines métallophytes pour certains métaux uniquement (Pollard et al., 2002; Boyd, 2004; Verbruggen et al., 2009). Ali et al. (2013) ont dressé une liste non exhaustive des hyperaccumulatrices de As, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn sur une estimation de 400 existantes. Ce mécanisme d'accumulation a un coût physiologique qui impacte sur la production de biomasse et la vitesse de croissance des plantes, ce qui rend le processus d'extraction très lent (Cunningham et al., 1995; Singh & Tripathi, 2007). L'utilisation de plantes transgéniques, quoique leur commerce soit encore discuté, a récemment été explorée mais ne résout pas encore l'ensemble des problèmes comme l'accumulation lors des contaminations mixtes (Pilon-Smits & Pilon, 2002; Cherian & Margarida Oliveira, 2005; Stone, 2010; Furini, 2012). La phytostabilisation, plus aisée à mettre en place, demande d'utiliser des espèces ou des variétés tolérantes qui ont un couvert souterrain et aérien important en vue de limiter la dispersion des métaux par érosion éolienne, lixiviation ou ruissellement (Neuman & Ford, 2006). Après la mise en place par semis ou par transplantation du couvert qui peut demander de fertiliser le sol, les plants demandent peu de maintenance (Berti & Cunningham, 2000; Córdova et al., 2011). Le choix des espèces est déterminant. On conseille des espèces natives de la région, avec une rhizosphère dense et volumineuse, tolérantes aux métaux en question et limitant l'accumulation dans les tissus aériens (Berti & Cunningham, 2000; Mendez & Maier, 2008). Des graminées tolérantes natives et pérennes ont déjà été utilisées avec succès dans certains pays du monde (O'Dell & Claassen, 2006; Shutcha et al., 2010; Parraga-Aguado et al., 2014).

## 5. Conservation et phytoremédiation

Les habitats métallifères, malgré leur composition végétale unique et valorisable, sont propices à l'exploitation minière du fait de leur intérêt économique (Whiting et al., 2002). Ces dernières années, les activités minières ont détruit et détruisent encore ces écosystèmes, mettant en danger la survie des métallophytes (Brooks et al., 1992; Ernst, 2000; Whiting et al., 2002; Bizoux et al., 2004; Whiting et al., 2004; Jacobi et al., 2007; Faucon et al., 2010; Mendoza-Hernández et al., 2012). Ces espèces sont détruites dès les premières étapes de l'exploitation de surface, et sont difficilement restaurables après les activités du fait des modifications physico-chimiques des écosystèmes (Ernst, 2000; Whiting et al., 2002). Les actions de conservation sont donc urgentes afin d'éviter leur disparition. Cependant, elles sont encore coûteuses et difficilement justifiables vis-à-vis des industries (Whiting et al., 2004). Les habitats secondaires créés par l'industrie minière peuvent pourtant être favorables à l'installation de certaines espèces métallicoles d'intérêt conservatoire (Bizoux et al., 2008). Étant donné la volonté du Plan stratégique Vision 2011-2020 de la CDB à améliorer notre interaction avec la biodiversité, l'ensemble des industries liées aux pays qui ont adopté cette convention vont devoir se soumettre à ses exigences (ICMM, 2014; Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2014). L'intégration de la conservation des métallophytes retrouvées sur un site minier avec la phytoremédiation des sols pollués répond aux exigences

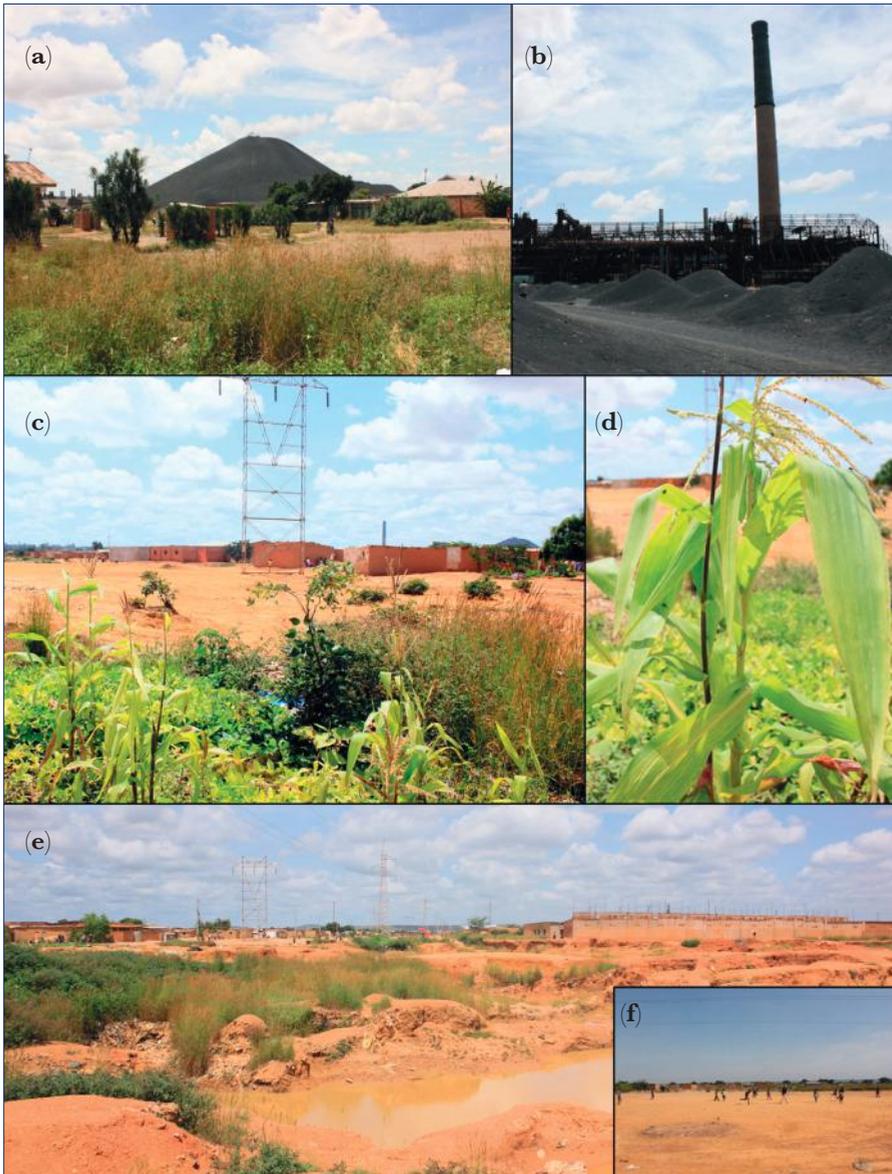
en matière de biodiversité et offre plusieurs services à la société liés à l'environnement et la santé publique. Parmi les méthodes, la phytoextraction semble commercialement viable, tandis que la phytostabilisation des métaux est considérée comme une méthode de gestion des risques (Whiting et al., 2004; Ali et al., 2013).

Au sein d'une industrie minière, plusieurs étapes sont nécessaires à partir de l'initialisation des démarches pour exploiter une zone hébergeant des métallophytes. Les stratégies de conservation-phytoremédiation doivent être un compromis entre le coût, la complexité technique et l'objectif de conservation (Barceló & Poschenrieder, 2003; Whiting et al., 2004). La caractérisation des conditions physico-chimiques du sol du site minier doit être effectuée en premier lieu pour déterminer les concentrations en éléments traces métalliques et en nutriments. En général, des sondages sont effectués par l'industrie pour adapter l'exploitation et la transformation du gisement. L'identification des métallophytes présentes sur les sols du site minier et leur écologie est une étape cruciale pour la mise en place des stratégies de conservation et de phytoremédiation. Les métallophytes présentant un intérêt conservatoire peuvent être des hyperaccumulatrices, des espèces ou des écotypes endémiques des sites métallifères ou des espèces présentant un statut de menace IUCN (Vié et al., 2008). Selon les caractéristiques édaphiques du site minier et les métallophytes présentes, un ou plusieurs sites pollués peuvent être choisis selon les métaux présents et leur teneur en éléments traces métalliques. Ces sites pollués peuvent se trouver dans la concession minière (remblais, etc.) ou à proximité d'une usine de transformation de minerai (sols dégradés, etc.) tant qu'ils sont soumis à des conditions climatiques similaires. Étant donné l'hétérogénéité de certaines surfaces polluées, des espèces ayant une plus large distribution écologique parmi les concentrations en métaux sont favorables. Par exemple, pour les sols serpentiniques (c'est-à-dire formés sur des roches ultrabasiques et présentant des teneurs élevées en chrome, nickel et cobalt), certaines espèces présentent des écotypes spécialisés tandis que, pour d'autres, aucune variation n'est constatée au sein de l'espèce (O'Dell & Claassen, 2011). La priorité dans le choix du site pollué doit être la proximité avec des habitations ou des cours d'eau afin de réduire la dispersion des métaux. Un amendement organique ou calcaire peut être nécessaire pour installer la végétation et reste moins coûteux que l'ajout d'un sol superficiel. Il réduit la biodisponibilité des métaux avant l'installation des plantes (Singh & Tripathi, 2007; Alvarenga et al., 2008; Mendez & Maier, 2008; Shutcha et al., 2010; Córdova et al., 2011). Lorsque le site est prêt, des propagules ou des individus sont collectés afin de les amener au niveau du site à phytore médier. En général, la transplantation d'individus est plus efficace que le semis, mais demande beaucoup plus d'investissement (Mendez & Maier, 2008). Les stratégies de phytoremédiation sont souvent étudiées par espèce. Cependant, dans les écosystèmes naturels, les espèces végétales coexistent et interagissent au sein des communautés (Bruno et al., 2003; Tirado & Pugnaire, 2005; Kawai & Tokeshi, 2007; Verdú & Valiente-Banuet, 2008). Dans l'optique de conserver les espèces à long terme sur les sols pollués pour extraire les métaux ou pour les stabiliser, il semble intéressant d'utiliser une approche pluri-espèces. Ainsi, les métallophytes d'intérêt conservatoire pourraient être associées à des espèces plus communes des communautés. L'écosystème nouvellement créé entre dans une stra-

tégie de conservation *ex situ* et bénéficie d'un intérêt double. Premièrement, il peut être une source de propagules pour enrichir des sites conservés, des pépinières ou des sites à restaurer. Deuxièmement, la couverture végétale limite la dispersion des métaux. De la même manière, les parcelles de phytoremédiation peuvent accueillir de nouveaux individus ou de nouvelles espèces selon leurs dimensions, leurs conditions et l'abondance des espèces déjà présentes. En fin d'exploitation, le site minier pourra être en partie restauré avec les espèces conservées dans les parcelles. Si les parcelles de phytoremédiation sont conservées à long terme, elles seront une source de propagules pour alimenter d'autres sites et d'autres stratégies.

## 6. Enjeux au Katanga

Le sud de la province du Katanga (République Démocratique du Congo) et le nord de la Zambie ont été le siège d'activités métallogéniques intenses amenant à la formation de gisements métallifères (Cailteux et al., 2005 ; Kampunzu et al., 2009). Ces gisements, se distinguant de la forêt claire dominante (le *miombo*) sous la forme de collines, sont essentiellement composés de Cu et de Co associés à d'autres métaux tels que Zn, Pb et U (Duvigneaud & Denaeyer-De Smet, 1963 ; Campbell, 1996 ; Cailteux et al., 2005 ; Kampunzu et al., 2009). Les centaines de collines sont dispersées sous forme d'un arc appelé le *Copperbelt* et figurent parmi les gisements de Cu et de Co les plus importants au monde. La République Démocratique du Congo détient la partie katangaise appelée «Arc cuprifère katangais» et demeure actuellement le premier producteur mondial de cobalt et le cinquième producteur de cuivre (USGS, 2015). Ces gisements ont été exploités de manière artisanale et non intensive pendant plusieurs siècles. L'industrialisation de l'exploitation a eu lieu à partir du  $xx^e$  siècle, suite à la colonisation (UMHK, 1956). Dès 1940, plusieurs villes, dont Kolwezi, Likasi, Kipushi et Lubumbashi, ont alors vu l'installation d'usines assurant la transformation du minerai en métal directement exportable par chemin de fer (UMHK, 1956). Particulièrement, la ville de Lubumbashi (anciennement Elisabethville) représente une ville minière type, avec, en son centre, l'usine de transformation appartenant à La Générale des Carrières et des Mines (Gécamines, Figure 1a, b) depuis l'indépendance de 1960 (Prasad, 1989). Pendant plusieurs dizaines d'années, les processus chimiques d'extraction des métaux ont conduit à la pollution des sols et des eaux environnants par les retombées de particules atmosphériques métallifères et la formation de pluies acides à l'ouest de la ville (cône de pollution, Figure 1c, e, f) dues aux vents sud-est dominants (Mbenza et al., 1989 ; Mpundu Mubemba et al., 2011). Les teneurs en Cu disponible dépassent les 2500 mg par kg de sol et atteignent 11 000 mg par kg de sol par endroit, équivalant à 70 fois les teneurs moyennes en Cu rencontrées en ville (Figure 2) (Mpundu Mubemba et al., 2011 ; Narendrula et al., 2012). Le paysage du cône de pollution diffère clairement des zones non polluées avoisinantes par une végétation plus basse et distribuée de manière plus fragmentée, due essentiellement à la présence en excès d'éléments traces métalliques en surface (Figure 1e) (Vranken et al., 2013). Cette zone, initialement inhabitée, était classée comme zone agricole en 1990 malgré l'état de ses sols (Bruneau & Pain, 1990). Elle est aujourd'hui habitée et

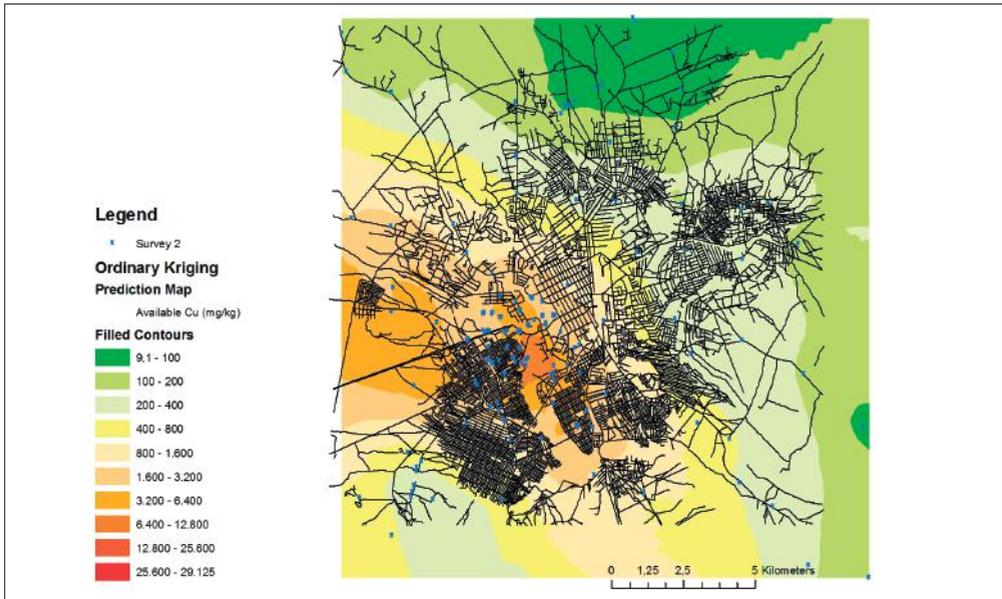


**Figure 1.** Photographies du centre (usine de la Gécamines) et de l'ouest de la ville de Lubumbashi (cône de pollution). **(a)** Terril de Lubumbashi situé au sud-est du cône de pollution. **(b)** Usine de transformation de minerais de la Gécamines située à proximité du terril et responsable des rejets dans l'atmosphère. **(c)** Vue dirigée vers la Gécamines prise dans le cône de pollution. À l'avant-plan, une parcelle cultivée devant une zone nue à proximité des habitations. **(d)** Plant de maïs adulte chlorosé cultivé dans le cône de pollution. **(e)** Vue générale vers l'ouest prise dans le cône de pollution avec, en avant-plan, une zone colonisée sporadiquement par des *Setaria sphacelata* et *Celosia trigyna* et au loin à droite un projet de construction d'habitation. **(f)** Vue dirigée vers le nord prise dans le cône de pollution. Une étendue de sol nu sous les lignes haute-tension.

des projets d'aménagement urbanistique sont en cours (Figure 1e). Cependant, l'exposition des habitants aux différents éléments traces métalliques, comme le Cu et le Co, est très élevée dans la région, ce qui entraîne des conséquences graves sur la santé des habitants par leur abondance dans l'air, l'eau, le sol et *in fine* leur bioaccumulation dans les cultures maraîchères et les tissus animaux (Figure 1c, d) (Banza et al., 2009; Katemo Manda et al., 2010; Mpundu Mubemba et al., 2013; Cheyns et al., 2014). Une récente étude a d'ailleurs mis en évidence que l'ajout d'amendement organique ou calcaire dans le sol ne suffisait pas pour limiter le transfert des métaux dans les légumes consommés (Mpundu Mubemba et al., 2014).

Pour pallier les problèmes d'exposition des habitants de cette zone polluée, les méthodes de remédiation classiques demanderaient d'excaver le sol ou d'utiliser des méthodes chimiques coûteuses pour extraire ou immobiliser les métaux (Berti & Cunningham, 2000). Les technologies végétales d'extraction (c'est-à-dire, la phytoextraction) sont également peu efficaces face à des niveaux de concentration en éléments traces métalliques aussi élevés (Lasat, 2000), les espèces (hyper)accumulatrices étant souvent peu productives en termes de biomasse (Cunningham et al., 1995; Ernst, 1996; Singh & Tripathi, 2007). Dès lors, la phytostabilisation a été privilégiée dans la zone du cône de pollution de la ville de Lubumbashi. Shutcha et al. (2010) ont comparé la régénération de trois graminées indigènes *Cynodon dactylon*, *Microchloa altera*, *Monocymbium ceresiforme* en conditions contrôlées sur substrats quatre fois moins enrichis en Cu que la zone en question. Étant donné les taux de survie élevés de *M. altera* sur les sols pollués non amendés, comparés à *M. ceresiforme* et *C. dactylon*, cette espèce a été installée avec succès à plus grande échelle dans un champ expérimental situé dans le cône de pollution avec et sans amendement. Même si les individus se maintiennent depuis sa mise en place en 2009 (Shutcha et al., 2015), leur capacité d'autopropagation sur les substrats pollués semble très limitée à cause d'une faible production de graines et d'une inhibition totale de la germination à 4 000 mg Cu.kg sol<sup>-1</sup> (Shutcha et al., 2013). L'Arc cuprifère katangais héberge plus de 550 espèces végétales dont environ 50 espèces graminées, comme *Eragrostis racemosa*, *Andropogon schirensis*, *Monocymbium ceresiforme* et *Loudetia simplex*, présentant des caractéristiques biologiques et écologiques distinctes et potentiellement valorisables en phytostabilisation des sols pollués par les éléments traces métalliques dans la région (Duvigneaud & Denaeyer-De Smet, 1963; Leteinturier, 2002; Boisson et al., 2016a). À partir des espèces recommandées par Boisson et al. (2015), des semis devraient être testés sur site afin d'augmenter la diversité d'espèces et ainsi la diversité de traits permettant d'immobiliser plus efficacement les métaux.

La flore de l'Arc cuprifère katangais présente des métallophytes (ou cuprophytes), endémiques ou hyperaccumulatrices (Chipeng et al., 2010; Faucon et al., 2010; Faucon et al., 2012a; Lange et al., 2014; Boisson et al., 2016b; Boisson et al., 2016c), se développant sur des sols ayant des teneurs disponibles en Cu et en Co allant respectivement jusque 10 000 mg.kg<sup>-1</sup> et 1 000 mg.kg<sup>-1</sup> (Duvigneaud & Denaeyer-De Smet, 1963; Leteinturier, 2002; Séleck et al., 2013a). Au total, 57 taxons endémiques ayant des formes de vie et des capacités de tolérance différentes ont été identifiés à ce jour (Faucon et al., 2010; Champluvier, 2011; Faucon et al., 2012a; Séleck et al., 2013b; Boisson



**Figure 2.** Répartition des teneurs en Cu ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) des sols dans la ville de Lubumbashi et ses alentours. Le cône de pollution à l'ouest de la ville représente une zone aux teneurs en Cu élevées (Mpundu Mubemba et al., 2011).

et al., 2016d). L'intensification des activités minières ces dernières décennies entraîne une destruction accrue des collines et des écosystèmes avoisinants. L'exploitation du gisement se faisant à ciel ouvert, les impacts sont irrémédiables sur cette végétation présentant des espèces et des écotypes uniques au monde. De plus, la construction d'infrastructures, de voiries et d'installations transforme entièrement l'écosystème. Selon une évaluation basée sur les critères IUCN, plus de 65 % des espèces endémiques sont en danger critique d'extinction (CR), 3 % en danger (EN), 9 % vulnérables (VU) et 9 % se sont déjà éteintes (Faucon et al., 2010). Plusieurs études ont mis en évidence les relations entre les communautés végétales, les espèces et les éléments du sol (Chipeng et al., 2010; Faucon et al., 2012b; Saad et al., 2012; Ilunga Wa Ilunga et al., 2013; Séleck et al., 2013a; Lange et al., 2014; Boisson et al., 2016b). Elles ont contribué significativement à la mise en place de stratégies de conservation *ex situ* telles qu'une banque de graines et un jardin botanique (Boisson et al., 2012; Godefroid et al., 2013; Boisson et al., 2016c). Même si cette biodiversité devrait être restaurée après exploitation, peu d'études au Katanga ont testé le succès de la restauration des communautés (Le Stradic et al., 2016) ou de l'établissement sur un sol pollué via des graines ou des individus (Boisson et al., 2015; Boisson et al., 2016e). Cependant, certains auteurs ont pointé la capacité de certains taxons endémiques ou non endémiques à coloniser spontanément les zones où les sols ont été perturbés (Malaisse et al., 1982; Faucon et al., 2011). Certaines espèces endémiques ont montré des patrons différents entre leur gamme de tolérance *in situ* et *ex situ* le long des gradients de concentrations en Cu du sol (Boisson et al., 2016e). Dans un effort de conservation, il serait essentiel de valoriser les

espèces d'intérêt scientifique (par exemple hyperaccumulatrices) et conservatoire (par exemple endémiques), ainsi que les taxons menacés dans des technologies végétales telles que la phytostabilisation des sols pollués par les éléments traces métalliques. À ce jour, une étude a testé avec succès une stratégie originale visant à associer une graminée ayant un potentiel en phytostabilisation (*M. altera*) avec des espèces endémiques dans le cône de pollution (Boisson et al., 2015). Cette approche amène à la création de communautés végétales différentes des écosystèmes de référence sur des sites qui présentent une opportunité pour la conservation des espèces métallophytes menacées et qui demeurent un réel fléau pour la santé des habitants. Avec un choix judicieux des espèces, la création de ces communautés originales représente une alternative de choix pour la réhabilitation des sols à long terme dans les zones comportant des sols pollués par les éléments traces métalliques.

## Remerciements

Cette revue de la littérature a été effectuée dans le cadre du doctorat de Sylvain Boisson, financé par les Fonds pour la Formation à la Recherche dans l'Industrie et dans l'Agriculture (FRIA). Les auteurs tiennent à remercier Nathalie Verbruggen, Gilles Colinet, Soizig Le Stradic et Maxime Séleck pour leurs remarques pertinentes.

## Bibliographie

- Adams W.M. et al., 2004. Biodiversity conservation and the eradication of poverty. *Science*, **306**(5699), 1146-1149. doi: 10.1126/science.1097920
- Alford É.R., Pilon-Smits E.A.H. & Paschke M.W., 2010. Metallophytes – a view from the rhizosphere. *Plant Soil*, **337**(1-2), 33-50.
- Ali H., Khan E. & Sajad M.A., 2013. Phytoremediation of heavy metals – Concepts and applications. *Chemosphere*, **91**(7), 869-881.
- Alvarenga P. et al., 2008. Evaluation of composts and liming materials in the phytostabilization of a mine soil using perennial ryegrass. *Sci. Total Environ.*, **406**(1-2), 43-56.
- Antonovics J., Bradshaw A.D. & Turner R.G., 1971. Heavy metal tolerance in plants. *Adv. Ecol. Res.*, **7**, 1-85.
- Baker A.J.M., 1981. Accumulators and excluders strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant Nutr.*, **3**(1-4), 643-654.
- Baker A.J.M. et al., 2010. Metallophytes: the unique biological resource, its ecology and conservational status in Europe, Central Africa and Latin America. In: Batty L. & Hallberg K. (Eds). *Ecology of Industrial Pollution*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Balvanera P., Pfisterer A. & Buchmann N., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecol. Lett.*, **9**(10), 1146-1156.
- Banza C.L.N. et al., 2009. High human exposure to cobalt and other metals in Katanga, a mining area of the Democratic Republic of Congo. *Environ. Res.*, **109**(6), 745-752.
- Barceló J. & Poschenrieder C., 2003. Phytoremediation: principles and perspectives. *Contrib. Sci.*, **2**(3), 333-344.

- Berti W.R. & Cunningham S.D., 2000. Phytostabilization of metals. *In*: Raskin I. & Ensley B.D. (Eds). *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean-up the environment*. New York, NY, USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Bizoux J.P. et al., 2004. Ecology and conservation of Belgian populations of *Viola calaminaria*, a metallophyte with a restricted geographic distribution. *Belgian J. Bot.*, **137**(1), 91-104.
- Bizoux J.P. et al., 2008. Fitness and genetic variation of *Viola calaminaria*, an endemic metallophyte: Implications of population structure and history. *Plant Biol.*, **10**(6), 684-693.
- Boisson S. et al., 2015. Concilier la phytostabilisation des sols pollués avec la conservation de la flore cupro-cobalticole dans la région de Lubumbashi (R.D. Congo) : une stratégie nouvelle pour valoriser les écosystèmes extrêmes ? *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.
- Boisson S. et al., 2016a. Potential of copper-tolerant grasses to implement phytostabilisation strategies on polluted soils in South D.R. Congo: Poaceae candidates for phytostabilisation. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **23**(14), 13693-13705.
- Boisson S. et al., 2016b. Copper tolerance of three *Crotalaria* species from southeastern D.R. Congo at the early development stage. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **20**(2), 151-160.
- Boisson S. et al., 2016c. Edaphic niches of copper endemics from southeastern D.R. Congo: implications for post-mining restoration. *J. Nat. Conserv.*, **33**, 18-24.
- Boisson S. et al., 2016d. No copper required for germination of an endangered endemic species from the Katangan Copperbelt (Katanga, D.R. Congo): *Diplolophium marthozianum*. *Trop. Ecol.*, **57**(5).
- Boisson S. et al., 2016e. Specialized edaphic niches of threatened copper endemic plant species in the D.R. Congo: implications for *ex situ* conservation. *Plant Soil*. Online. doi:10.1007/s11104-016-3095-7.
- Boisson S., Lebrun J., Séleck M. & Mahy G., 2012. Copperflora Website. <http://www.copperflora.org>, (20/05/2013).
- Bolan N. et al., 2014. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils. To mobilize or to immobilize? *J. Hazard. Mater.*, **266**, 141-166.
- Boyd R., 2004. Ecology of metal hyperaccumulation. *New Phytol.* **162**, 563-567.
- Bradshaw A.D., McNeilly T.S. & Gregory R.P.G., 1965. Industrialisation, evolution and the development of heavy metal tolerance in plants. *In*: British Ecology Society Symposium (Ed.). *Ecology and the Industrial Society*. Oxford, UK: Blackwell Scientific Publications.
- Brooks R.R., Baker A.J.M. & Malaisse F., 1992. Copper flowers. *Res. Explor.*, **8**(3), 338-351.
- Bruneau J.-C. & Pain M., 1990. *Atlas de Lubumbashi*. Nanterre, France : Université Paris X, Centre d'études géographiques sur l'Afrique noire.
- Bruno J.F., Stachowicz J.J. & Bertness M.D., 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends Ecol. Evol.*, **18**(3), 119-125.
- Bullock J.M. et al., 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends Ecol. Evol.*, **26**(10), 541-549.
- Cailteux J.L.H., Kampunzu A.B., Lerouge C., Kaputo A.K. & Milesi J.P., 2005. Genesis of sediment-hosted stratiform copper-cobalt deposits, central African Copperbelt. *J. Afr. Earth Sci.* **42**(1-5), 134-158.
- Campbell B. (Ed.), 1996. *The Miombo in transition: woodlands and welfare in Africa*. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Champluvier D., 2011. New and overlooked Acanthaceae taxa from D.R. Congo, Rwanda and Burundi: (1) the genus *Barleria*. *Plant Ecol. Evol.*, **144**(1), 82-95.

- Cherian S. & Margarida Oliveira M., 2005. Transgenic plants in phytoremediation: recent advances and new possibilities. *Environ. Sci. Technol.*, **39**(24), 9377-9390.
- Cheyns K. et al., 2014. Pathways of human exposure to cobalt in Katanga, a mining area of the D.R. Congo. *Sci. Total Environ.*, **490**, 313-321.
- Chipeng F.K. et al., 2010. Copper tolerance in the cuprophyte *Haumaniastrum katangense* (S. Moore) P.A. Duvign. & Plancke. *Plant Soil*, **328**(1-2), 235-244.
- Clewell A.F. & Aronson J., 2013. *Ecological restoration, second edition: principles, values, and structure of an emerging profession, science practice ecological restoration*. Washington, DC: Island Press.
- Córdova S. et al., 2011. The effect of lime and compost amendments on the potential for the revegetation of metal-polluted, acidic soils. *Geoderma*, **166**(1), 135-144.
- Cunningham S.D., Berti W.R. & Huang J.W., 1995. Phytoremediation of contaminated soils. *Trends Biotechnol.*, **13**, 393-397.
- Cunningham S.D. & Ow D.W., 1996. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiol.*, **110**(3), 715-719.
- Daily G., 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Washington, DC: Island Press.
- Dube A. et al., 2001. Adsorption and migration of heavy metals in soil. *Polish J. Environ. Stud.*, **10**(1), 1-10.
- Duvigneaud P. & Denaeyer-De Smet S., 1963. Études sur la végétation du Katanga et de ses sols métallifères. Communication n°7 Cuivre et végétation au Katanga. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.*, **96**(2), 93-231.
- Egan D., Howell E.A. & Meine C., 2005. *The historical ecology Handbook: a restorationist's guide to reference ecosystems*. Washington, DC: Island Press.
- Ernst W.H.O., 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Appl. Geochem.*, **11**, 163-167.
- Ernst W.H.O., 2000. Evolution of metal hyperaccumulation and phytoremediation hype. *New Phytol.*, **146**(3), 357-358.
- Ernst W.H.O., 2006. Evolution of metal tolerance in higher plants. *For. Snow Landsc. Res.*, **80**(3), 251-274.
- Faucon M.P. et al., 2010. Copper endemism in the Congolese flora: a database of copper affinity and conservational value of cuprophytes. *Plant Ecol. Evol.*, **143**(1), 5-18.
- Faucon M.P. et al., 2011. May rare metallophytes benefit from disturbed soils following mining activity? The case of the *Crepidiorhopalon tenuis* in Katanga (D.R. Congo). *Restor. Ecol.*, **19**(3), 333-343.
- Faucon M.P. et al., 2012a. Copper tolerance and accumulation in two cuprophytes of South Central Africa: *Crepidiorhopalon perennis* and *C. tenuis* (Linderniaceae). *Environ. Exp. Bot.*, **84**, 11-16.
- Faucon M.P. et al., 2012b. Ecology and hybridization potential of two sympatric metallophytes, the narrow endemic *Crepidiorhopalon perennis* (Linderniaceae) and its more widespread congener. *Biotropica*, **44**(4), 454-462.
- Furini A. (Ed.), 2012. *Plants and heavy metals*. Dordrecht, The Netherlands: Springer Netherlands.
- García-Palacios P. et al., 2010. Dominant plant species modulate responses to hydroseeding, irrigation and fertilization during the restoration of semiarid motorway slopes. *Ecol. Eng.*, **36**, 1290-1298.
- Godefroid S. et al., 2013. Germination capacity and seed storage behaviour of threatened metallophytes from the Katanga copper belt (D.R. Congo): implications for *ex situ* conservation. *Plant Ecol. Evol.*, **146**(2), 183-192.

- Hobbs R.J. et al., 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, **15**, 1-7.
- Hobbs R.J., Higgs E. & Harris J., 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends Ecol. Evol.*, **24**(11), 599-605.
- ICMM, 2012. *Trends in the mining and metals industry*. London: International Council on Mining and Metals.
- ICMM, 2014. *Biodiversity performance review: Executive summary*. London: International Council on Mining and Metals.
- Ilunga Wa Ilunga E. et al., 2013. Small-scale diversity of plant communities and distribution of species niches on a copper rock outcrop in Upper Katanga, D.R. Congo. *Plant Ecol. Evol.*, **146**(2), 173-182.
- Jacobi C.M., Carmo F.F., Vincent R.C. & Stehmann J.R., 2007. Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodivers. Conserv.*, **16**(7), 2185-2200.
- Järup L., 2003. Hazards of heavy metal contamination. *Br. Med. Bull.* **68**, 167-182.
- Johnson M.S., 1978. Land reclamation and the botanical significance of some former mining and manufacturing sites in Britain. *Environ. Conserv.*, **5**(03), 223-228.
- Kamunzu A.B. et al., 2009. Sediment-hosted Zn-Pb-Cu deposits in the Central African Copperbelt. *Ore Geol. Rev.*, **35**(3-4), 263-297.
- Katemo Manda B., Colinet G. & André L., 2010. Évaluation de la contamination de la chaîne trophique par les éléments traces (Cu, Co, Zn, Pb, Cd, U, V et As) dans le bassin de la Lufira supérieure (Katanga/D.R. Congo). *Tropicultura*, **28**(4), 246-252.
- Kawai T. & Tokeshi M., 2007. Testing the facilitation-competition paradigm under the stress-gradient hypothesis: decoupling multiple stress factors. *Proc. Biol. Sci.*, **274**(1624), 2503-2508.
- Kozlov M.V. & Zvereva E.L., 2006. Industrial barrens: extreme habitats created by non-ferrous metallurgy. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, **6**(1-3), 231-259.
- Krämer U., 2010. Metal hyperaccumulation in plants. *Annu. Rev. Plant Biol.*, **61**, 517-34.
- Lange B. et al., 2014. Prediction of the edaphic factors influence upon the copper and cobalt accumulation in two metallophytes using copper and cobalt speciation in soils. *Plant Soil*, **379**(1-2), 275-287.
- Lasat M.M., 2000. Phytoextraction of metals from contaminated soil: A review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *J. Hazard. Subst. Res.*, **2**(5), 1-25.
- Le Stradic S. et al., 2016. Comparison of translocation methods to conserve metallophyte communities in the Southeastern D.R. Congo. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **23**(14), 13681-13692.
- Leteinturier B., 2002. *Évaluation du potentiel phytocénotique des gisements cuprifères d'Afrique centro-aurale en vue de la phytoremédiation de sites pollués par l'activité minière*. Thèse de doctorat, Faculté des Sciences agronomiques de Gembloux, Gembloux (Belgique).
- Leteinturier B., Baker A.J.M. & Malaisse F., 1999. Early stages of natural revegetation of metalliferous mine workings in South Central Africa: a preliminary survey. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **3**(1), 28-41.
- Lone M.I., He Z., Stoffella P.J. & Yang X., 2008. Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: progresses and perspectives. *J. Zhejiang Univ. Sci. B*, **9**(3), 210-220.
- Malaisse F., Brooks R.R. & North P., 1982. Colonisation of modified metalliferous environments in Zaire by the copper flower *Haumaniastrum katangense*. *Plant Soil*, **64**, 289-293.
- Mbenza M., Aloni K. & Muteb M., 1989. Quelques considérations sur la pollution de l'air à Lubumbashi (Shaba, Zaïre). *Geo. Eco. Trop.*, **13**(1-4), 113-125.

- Mendez M.O. & Maier R.M., 2008. Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments-an emerging remediation technology. *Environ. Health Perspect.*, **116**(3), 278-283.
- Mendoza-Hernández P.E. et al., 2012. Vegetation recovery and plant facilitation in a human-disturbed lava field in a megacity: searching tools for ecosystem restoration. *Plant Ecol.*, **214**(1), 153-167.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*. Washington, DC: World Resources Institute.
- Mpundu Mubemba M., Useni Sikuzani Y., Kimuni L.N. & Colinet G., 2014. Effets d'amendements carbonatés et organiques sur la culture de deux légumes sur sol contaminé à Lubumbashi (R.D. Congo). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **18**(3), 367-375.
- Mpundu Mubemba M. et al., 2011. Soil, plant and goat faeces can be used to map trace elements contaminations in the town of Lubumbashi (D.R. Congo). In: *The 6<sup>th</sup> International Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas. Marrakech, 3-7 octobre 2011*.
- Mpundu Mubemba M. et al., 2013. Évaluation des teneurs en éléments traces métalliques dans les légumes feuilles vendus dans les différents marchés de la zone minière de Lubumbashi. *J. Appl. Biosci.*, **66**, 5106-5113.
- Narendrula R., Nkongolo K. & Beckett P., 2012. Comparative soil metal analyses in Sudbury (Ontario, Canada) and Lubumbashi (Katanga, D.R. Congo). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **88**(2), 187-192.
- Neuman D. & Ford K.L., 2006. *Phytostabilization as a remediation alternative at mining sites*. Denver, CO, USA: U.S. Bureau of Land Management Papers. Paper 21. Technical note 420.
- O'Dell R.E. & Claassen V.P., 2011. Restoration and revegetation of harsh soils. In: Harrison S., & Rajakaruna N. (Eds). *Serpentine: the evolution and ecology of a model system*. Oakland, CA, USA: University of California Press.
- O'Dell R.E. & Claassen V.P., 2006. Relative performance of native and exotic grass species in response to amendment of drastically disturbed serpentine substrates. *J. Appl. Ecol.*, **43**(5), 898-908.
- Parraga-Aguado I. et al., 2014. Usefulness of pioneer vegetation for the phytomanagement of metal(loid)s enriched tailings: grasses vs. shrubs vs. trees. *J. Environ. Manage.*, **133**, 51-58.
- Peer W.A. et al., 2005. Phytoremediation and hyperaccumulator plants. *Mol. Biol. Met. Homeost. Detoxif.*, **14**(August), 299-340.
- Pilon-Smits E.A.H. & Pilon M., 2002. Phytoremediation of metals using transgenic plants. *CRC. Crit. Rev. Plant Sci.* **21**(5), 439-456.
- Pollard A.J., Powell K.D., Harper F.A. & Smith J.A.C., 2002. The genetic basis of metal hyperaccumulation in plants. *CRC. Crit. Rev. Plant Sci.*, **21**(6), 539-566.
- Prasad M.S., 1989. Production of copper and cobalt at Gecamines, Zaire. *Miner. Eng.*, **2**(4), 521-541.
- Prasad M.N.V. & De Oliveira Freitas H.M., 2003. Metal hyperaccumulation in plants – Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electron. J. Biotechnol.*, **6**(3), 110-146.
- Primack R.B., 2010. *Essentials of conservation biology*. 5<sup>th</sup> ed. Sunderland, MA, USA: Sinauer Associates.
- Rey Benayas J.M., Newton A.C., Diaz A. & Bullock J.M., 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science*, **325**(5944), 1121-1124.
- Saad L. et al., 2012. Investigating the vegetation-soil relationships on the copper-cobalt rock outcrops of Katanga (D.R. Congo), an essential step in a biodiversity conservation plan. *Restor. Ecol.*, **20**(3), 405-415.

- SCBD, 2014. *Global biodiversity outlook 4*. Montréal, Canada: Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Séleck M. et al., 2013a. Chemical soil factors influencing plant assemblages along copper-cobalt gradients: implications for conservation and restoration. *Plant Soil*, **373**(1/2), 455-469.
- Séleck M. et al., 2013b. *Guide to Cu-Co species of concern regeneration – V2.2*. Gembloux, Belgique.
- Shaw J. (Ed.), 1990. *Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects*. New York, NY, USA: CRC Press Inc.
- Shutch M.N. et al., 2015. Three years of phytostabilisation experiment of bare acidic soil extremely contaminated by copper smelting using plant biodiversity of metal-rich soils in tropical Africa (Katanga, D.R. Congo). *Ecol. Eng.*, **82**, 81-90.
- Shutch M.N. et al., 2013. Low caryopsis production of the toothbrush grass (*Microchloa altera*) from Katanga (D.R. Congo) could limit the revegetation of trace metal contaminated lands by seeding. *Ecol. Restor.*, **31**(3), 240-244.
- Shutch M.N. et al., 2010. Phytostabilisation of copper-contaminated soil in Katanga: an experiment with three native grasses and two amendments. *Int. J. Phytorem.*, **12**(6), 616-632.
- Singh S.N. & Tripathi R.D. (Eds), 2007. *Environmental bioremediation technologies*. Berlin Heidelberg, Germany: Springer.
- Soulé M., 1985. What is conservation biology. *Bioscience*, **35**(11), 727-734.
- Stohs S.J. & Bagchi D., 1995. Oxidative mechanisms in the toxicity of metal ions. *Free Radic. Biol. Med.*, **18**(2), 321-336.
- Stone G.D., 2010. The anthropology of genetically modified crops. *Annu. Rev. Anthropol.* **39**(1), 381-400.
- Tirado R. & Pugnaire F.I., 2005. Community structure and positive interactions in constraining environments. *Oikos*, **111**(3), 437-444.
- UMHK, 1956. *Union minière du Haut Katanga 1906-1956*. Bruxelles : Union Minière du Haut-Katanga.
- UNEP, 2015. *Global strategy for plant conservation. Convention on biological diversity*. <https://www.cbd.int/gspc/>, (25/08/2015).
- United Nations, 1992. *Convention on biological diversity*. New York, NY, USA: UNDP.
- USGS, 2015. *Mineral commodity summaries 2015*. Reston, VA, USA: U.S. Geological Survey.
- Van Andel J. & Aronson J., 2006. *Restoration ecology: the new frontier*. Malden, MA, Oxford: Blackwell Publishing.
- van Breemen N. & Finzi A., 1998. Plant-soil interactions: ecological aspects and evolutionary implications. *Biogeochemistry*, **42**(1-2), 1-19.
- Vangronsveld J., Van Assche F. & Clijsters H., 1995. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: *in situ* metal immobilization and revegetation. *Environ. Pollut.*, **87**(1), 51-59.
- Verbruggen N., Hermans C. & Schat H., 2009. Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. *New Phytol.*, **181**(4), 759-776.
- Verdú M. & Valiente-Banuet A., 2008. The nested assembly of plant facilitation networks prevents species extinctions. *Am. Nat.*, **172**(6), 751-760.
- Vié J.C., Hilton-Taylor C. & Stuart S.N. (Eds), 2008. *Wildlife in a changing world – an analysis of the 2008 IUCN red list of threatened species*. Gland, Switzerland: IUCN.
- Vitousek P.M., 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science*, **277**(5325), 494-499.
- Vranken I. et al., 2013. The spatial footprint of the non-ferrous mining industry in Lubumbashi. *Tropicultura*, **31**(1), 22-29.

- Whiting S.N., Reeves R.D. & Baker A.J.M., 2002. Conserving biodiversity: mining, metallophytes and land reclamation. *Min. Environ. Manag.*, **10**(2), 11-16.
- Whiting S.N. et al., 2004. Research priorities for conservation of metallophyte biodiversity and their potential for restoration and site remediation. *Restor. Ecol.*, **12**(1), 106-116.
- Wolf A., 2001. Conservation of endemic plants in serpentine landscapes. *Biol. Conserv.*, **100**(1), 35-44.
- Wong M.H., 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, **50**(6), 775-780.
- Young T.P., 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biol. Conserv.*, **92**, 73-83.

# 5

---

## Les dispositifs permanents du « Sanctuaire Mikembo » (Haut-Katanga), des outils pour le monitoring de la forêt claire katangaise anthropisée

Jonathan ILUNGA MULEDI, Thomas DROUET, Jean LEJOLY, Michel NGONGO LUHEMBWE,  
Mylor NGOY SHUTCHA, Pierre MEERTS\*

Trois dispositifs forestiers permanents ont été installés en forêt claire katangaise, près de Lubumbashi, en 2009-2010. Ils couvrent respectivement 10 ha, et  $2 \times 1$  ha, pour un total de plus de 4000 arbres inventoriés (DHP > 10 cm). Ils représentent trois états d'anthropisation contrastés, fréquemment observés dans la Plaine de Lubumbashi. Ce chapitre compare la structure des trois peuplements et fournit les premières données originales sur la dynamique et la croissance dans la forêt claire katangaise anthropisée. La surface terrière varie de 11,9 à 17,0 m<sup>2</sup>/ha. L'incrément diamétrique des 20 espèces les plus abondantes varie de 0,21 cm/an (*Uapaca nitida*) à 0,71 cm/an (*Marquesia macroura*). Le peuplement est en phase de densification (accroissement de densité de 11 à 22% en 4 ans, selon le dispositif). Ces trois dispositifs seront des outils importants pour la mise au point d'une gestion raisonnée de la forêt claire katangaise.

### **The permanent sample plots at the « Sanctuaire Mikembo » (Upper Katanga), as tools for the monitoring of the Katangan miombo forest under anthropogenic pressure**

Three permanent sample plots were established in the Katangan *miombo* forest, near Lubumbashi in 2009-2010. They cover 10 ha, 1 ha and 1 ha, respectively, with a total of > 4,000 trees (DBH > 10 cm). They represent three contrasting regimes of anthropogenic disturbance, as frequently observed in the Lubumbashi Plain. In this chapter, we compare the structure of the three stands and present the first original data on the dynamics and growth in the Katangan *miombo* forest under human pressure. The basal area ranges from 11.9 to 17.0 m<sup>2</sup>/ha. The diametric growth ranges from 0.21 cm/y (*Uapaca nitida*) to 0.71 cm/y (*Marquesia macroura*). Density has increased by 11 to 22% in 4 years depending on the plot. The three plots will provide essential data to develop a strategy of sustainable management of the wet *miombo* of Upper Katanga.

---

Bogaert J., Colinet G. & Mahy G., 2018. *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège – Agronomie-Gembloux.

## 1. Introduction

La forêt katangaise a été gravement surexploitée au cours des dernières décennies et cette situation est très préoccupante pour le maintien des biens et services associés à cet écosystème. Au-delà de ce constat maintes fois répété et entendu, il faut reconnaître que les données quantitatives, nécessaires pour apprécier de manière objective l'altération de la structure et du fonctionnement de la forêt et concevoir des plans de restauration et de gestion durable, manquent cruellement. En particulier, la vitesse de croissance de la forêt claire katangaise et la dynamique de sa régénération sous différents régimes d'exploitation, n'ont jamais été mesurées.

L'obtention de ces données fondamentales nécessite des observations à long terme, réalisées dans des dispositifs permanents, selon des protocoles standardisés. De tels dispositifs sont des outils incontournables en écologie forestière appliquée. Les dispositifs permanents sont des parcelles forestières dans lesquelles les arbres sont marqués et cartographiés, et font l'objet d'un suivi individuel de croissance et de survie à long terme. Le dispositif donne à la fois une image de la structure de la communauté et de son évolution (Strayer et al., 1986; Favrichon et al., 1998; Picard & Gourlet-Fleury, 2008). En Afrique centrale, des dispositifs permanents ont été mis en place essentiellement dans la forêt dense équatoriale (Derouet, 1994; Picard et al., 2010). En région zambézienne, la forêt claire a reçu moins d'attention de ce point de vue, probablement parce qu'elle est souvent assimilée à la savane boisée, c'est-à-dire une formation herbacée (Campbell, 1996). Des dispositifs permanents existent dans le *miombo* sec, notamment en Zambie (Chidumayo, 2002; Chidumayo, 2013). Aucun n'existait jusqu'à présent dans le *miombo* humide du Katanga.

Dans le présent chapitre, nous présentons trois dispositifs récemment installés dans la forêt claire katangaise, représentant trois états d'anthropisation différents. Nous présentons aussi les premières données originales issues de ces dispositifs. L'analyse complète des données fait l'objet de la thèse de doctorat du premier auteur (Muledi, 2017).

## 2. Matériel et méthodes

### 2.1. Le site du Sanctuaire Mikembo

Le site d'étude est situé dans le «Sanctuaire Mikembo», à 30 km au nord-est de Lubumbashi (province du Haut-Katanga, République Démocratique du Congo). Le site, d'une surface d'environ 800 ha, comprend une mosaïque de savanes boisées, savanes arbustives et savanes herbacées très variées, correspondant à une assez grande diversité de types de sol et à des pressions anthropiques de nature et d'intensité variées. L'ensemble du site a été clôturé et soustrait à l'exploitation du charbon de bois et à l'agriculture en 2005. Trois dispositifs permanents y ont été mis en place en 2009-2010, selon le protocole de Picard & Gourlet-Fleury (2008). Les données sont analysées en suivant Favrichon et al. (1998) et Picard et al. (2010).

## 2.2. Les trois dispositifs permanents de Mikembo

Les dispositifs ont été mis en place dans trois types forestiers témoignant de régimes d'exploitation contrastés et dans des contextes édaphiques et topographiques différents.

### «Dispositif à *Marquesia-Julbernardia*»

Un dispositif d'une surface de 10 ha (500 m × 200 m) (11°29'04.8"S et 27°40'23.05"E) est installé dans un élément de forêt claire relativement bien conservé à *Marquesia macroura* et *Julbernardia paniculata*. Le dispositif comprend une trentaine de grandes termitières à *Macrotermes*. Ça et là, spécialement à proximité des termitières, on décèle les traces d'anciennes parcelles cultivées. Le dispositif a été installé en deux temps : 4 ha en 2009 et 6 ha en 2010.

### «Dispositif à *Brachystegia boehmii*»

Un deuxième dispositif d'une surface de 1 ha (100 m × 100 m) (11°28'32.8"S et 27°40'25.1"E) a été installé sur un plateau dominé par *Brachystegia boehmii*, sur dalle latéritique superficielle. Le peuplement a été exploité par recépage à 1 m de hauteur il y a au moins 30 ans.

### «Dispositif à *Diplorhynchus condylocarpon*»

Un troisième dispositif, d'une surface de 1 ha (100 m × 100 m) (11°29'09.8"S et 27°39'55.6"E), a été installé dans un recru sur sol plus frais et plus profond, cultivé jusqu'en 2005. La strate herbacée est dominée par une population dense de *Aframomum alboviolaceum*, une indicatrice de friches post-culturelles.

Chaque dispositif a été divisé en placeaux carrés de 50 m × 50 m, eux-mêmes subdivisés en placettes élémentaires de 25 m × 25 m. La localisation de chaque arbre a été notée dans un système de coordonnées cartésiennes au sein de la placette. Le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) de précomptage a été fixé à 10 cm. La circonférence a été mesurée à hauteur de poitrine à l'aide d'un mètre ruban. Le DHP a été déduit de la mesure de la circonférence en divisant la valeur mesurée par le facteur 3,14 (Rondeux, 1999). Dans chaque placeau, la hauteur des 25 plus gros arbres a été estimée à l'aide d'un clinomètre (Favrichon et al., 1998).

Au total, 4858 arbres ont ainsi été marqués (2009-2010). Les tiges ont été mesurées chaque année depuis 2010 dans la totalité ou une partie de ces dispositifs. Dans ce chapitre, nous présenterons les données de structure pour les trois dispositifs, ainsi que des données de croissance et de régénération pour le dispositif à *Marquesia-Julbernardia*.

## 3. Résultats et discussion

### 3.1. Structure et composition floristique

Les trois peuplements diffèrent nettement par leur composition floristique et leur structure (Tableaux 1 et 2).

Le dispositif à *Marquesia-Julbernardia* est dominé par *Marquesia macroura*, *Julbernardia paniculata*, *Brachystegia spiciformis*. Il a les valeurs les plus élevées de la surface ter-

rière (17,0 m<sup>2</sup>/ha), de la densité (375/ha) et de la richesse spécifique par placeau (23,9/0,25 ha). D'un point de vue phytosociologique, le peuplement est intermédiaire entre le Berlinio-Marquesion et le Mesobrachystegion (Schmitz, 1971).

Ce peuplement est relativement peu dégradé, et correspond à une influence anthropique modérée (Figure 1). Les structures démographiques de trois essences majeures sont contrastées. La structure en «J» de la distribution du DHP s'observe pour *Julbernardia paniculata*, dont la population est très pauvre en gros sujets. Cette structure est typique d'une population dynamique, en pleine régénération.

**Tableau 1.** Structure du peuplement dans trois dispositifs permanents de forêt claire dans la Plaine de Lubumbashi en 2010 (Sanctuaire Mikembo) : dispositif à *Marquesia-Julbernardia*, dispositif à *Brachystegia boehmii* et dispositif à *Diplorhynchus condylocarpon*.

	Dispositif à <i>Marquesia- Julbernardia</i> (10 ha)	Dispositif à <i>Brachystegia boehmii</i> (1 ha)	Dispositif à <i>Diplorhynchus condylocarpon</i> (1 ha)
Densité (/ha)	375,0	367,0	232,0
Surface terrière (m <sup>2</sup> /ha)	17,0	11,9	12,8
Hauteur moyenne (m)	13,8	10,1	12,3
Diamètre moyen à hauteur de poitrine (cm)	24,0	20,3	26,4
Nombre moyen d'espèces par placette	23,9	10,3	21,7
Nombre d'espèces total	79	20	39

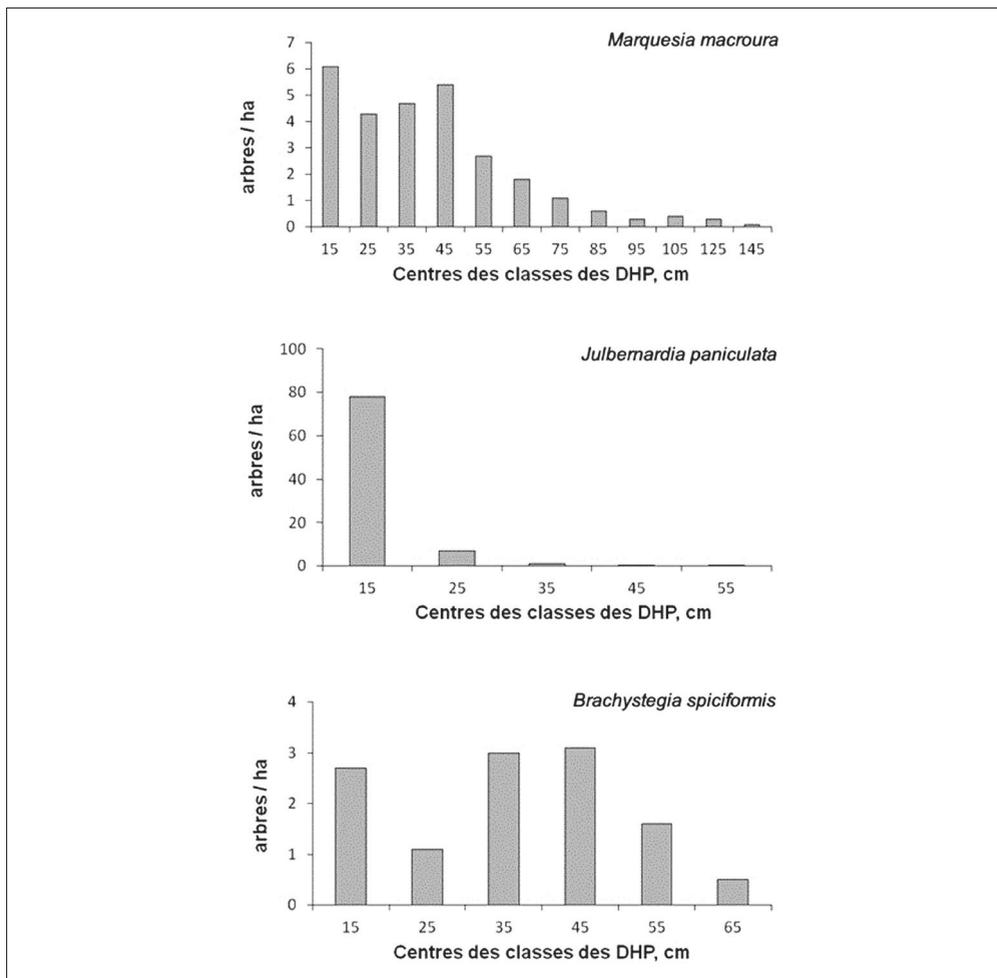
Les peuplements de *Brachystegia spiciformis* et *Marquesia macroura* montrent une structure témoignant d'une régénération perturbée, mais pour des raisons différentes. *Brachystegia spiciformis* est une essence très recherchée par les charbonniers; l'absence de très gros sujets et la faiblesse des effectifs dans les classes de DHP inférieures à 30 cm témoignent vraisemblablement des prélèvements par les charbonniers et de la raréfaction des porte-graines. *Marquesia macroura* est un vieux peuplement, plus riche en gros sujets (DHP > 60 cm) que les deux autres espèces (Figure 1). Cette espèce est généralement négligée par les charbonniers (au moins dans un premier temps si d'autres essences de meilleure qualité sont abondantes). C'est une essence de lumière qui s'installe comme pionnière après le premier défrichement de la forêt dense sèche (Schmitz, 1971). Sa régénération est difficile dans un peuplement en phase de fermeture. Ceci apparaît clairement dans la structure observée. Globalement, *J. paniculata* suivi de *B. wangermeeana* et de *D. condylocarpon* sont surreprésentés parmi les plus jeunes arbres; *Marquesia macroura* ne vient qu'en 9<sup>e</sup> position (données non montrées).

Le dispositif à *Brachystegia boehmii* se distingue par sa pauvreté floristique (10,3/0,25 ha) et montre les valeurs les plus faibles de la surface terrière (11,9 m<sup>2</sup>/ha). Les facteurs édaphiques expliquent en partie ces valeurs : la dalle latéritique superficielle limite la profondeur d'enracinement et détermine un engorgement superficiel du substrat en saison des pluies. *Brachystegia boehmii* est souvent l'essence dominante dans ces situations dans la Plaine de Lubumbashi. Notons l'absence totale de *Brachystegia spiciformis*, *Marquesia macroura*, *Pterocarpus tinctorius*, trois essences préférant les sols profonds (Meerts, 2016).

Le dispositif à *Diplorhynchus condylocarpon* se distingue par une richesse floristique moyenne et la densité la plus faible des trois. Ceci est la conséquence de défrichements récents qui se traduisent, d'ailleurs, par une distribution spatiale très hétérogène (données non montrées), reflétant l'emplacement des dernières parcelles cultivées. *Philenoptera katangensis* et *Diplorhynchus condylocarpon*, deux espèces se maintenant bien dans les savanes de dégradation, sont davantage représentées dans ce peuplement que dans les deux autres.

**Tableau 2.** Effectif et contribution des espèces à la surface terrière totale (%) dans les trois dispositifs permanents de forêt claire dans la Plaine de Lubumbashi en 2010 (Sanctuaire Mikembo) (seules les espèces ayant au moins 5 individus/ha dans un des trois dispositifs sont mentionnées).

Espèces	Dispositif à <i>Marquesia-Julbernardia</i> (10 ha)		Dispositif à <i>Brachystegia boehmii</i> (1 ha)		Dispositif à <i>Diplorhynchus condylocarpon</i> (1 ha)	
	Effectif	% de la surface terrière	Effectif	% de la surface terrière	Effectif	% de la surface terrière
<i>Albizia antunesiana</i>	88	1,5	0	0,0	1	0,1
<i>Brachystegia boehmii</i>	0	0,0	287	82,3	0	0,0
<i>Brachystegia spiciformis</i>	120	8,2	0	0,0	9	18,4
<i>Brachystegia wangermeeana</i>	252	4,3	0	0,0	0	0,0
<i>Combretum collinum</i>	75	2,0	0	0,0	15	4,7
<i>Combretum molle</i>	66	1,7	1	0,7	0	0,0
<i>Dalbergia boehmii</i>	56	0,5	1	0,1	14	1,6
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>	555	8,7	21	4,1	49	19,9
<i>Erythrophleum africanum</i>	5	0,3	2	0,8	16	8,7
<i>Haplocoelum foliolosum</i>	57	1,5	0	0,0	0	0,0
<i>Julbernardia globiflora</i>	155	3,8	0	0,0	0	0,0
<i>Julbernardia paniculata</i>	864	9,4	0	0,0	0	0,0
<i>Lannea discolor</i>	27	5,5	5	0,9	2	0,4
<i>Marquesia macroura</i>	278	27,7	0	0,0	0	0,0
<i>Monotes katangensis</i>	47	1,0	0	0,0	5	4,4
<i>Parinari curatellifolia</i>	34	0,9	9	1,2	4	2,7
<i>Pericopsis angolensis</i>	75	3,7	5	1,1	2	0,2
<i>Philenoptera katangensis</i>	54	1,2	5	1,9	26	13,7
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>	98	1,8	5	0,7	17	4,3
<i>Pterocarpus angolensis</i>	235	4,2	13	2,7	19	6,8
<i>Pterocarpus tinctorius</i>	154	4,0	0	0,0	0	0,0
<i>Strychnos innocua</i>	56	1,2	0	0,0	1	0,4
<i>Uapaca nitida</i>	95	1,5	0	0,0	2	0,7
<i>Ziziphus mucronata</i>	51	1,2	2	0,5	1	1,3
Autres espèces	452	4,4	11	3,0	51	11,7
Total	3 747	100	367	100	232	100



**Figure 1.** Distribution de fréquence des classes de DHP pour trois essences du dispositif à *Marquesia-Julbernardia* : *Marquesia macroura*, *Julbernardia paniculata*, *Brachystegia spiciformis*.

### 3.2. Dynamique du peuplement

Le tableau 3 présente les premières données originales concernant la dynamique de régénération d'un *miombo* katangais. Dans le dispositif à *Marquesia-Julbernardia* (10 ha), entre 2010 et 2014, 125 sujets sont morts (3,3%), alors que 980 franchissaient le seuil de précomptage. Ce peuplement, soustrait à l'influence anthropique en 2005, est clairement en phase de densification, étant passé de 3747 tiges en 2010 (DHP > 10 cm) à 4602 tiges en 2014, soit un accroissement de densité d'environ 22%. Dans le dispositif à *Brachystegia boehmii* et le dispositif à *Diplorhynchus condylocarpon*, les effectifs ont augmenté de 11% et 12% respectivement (données non montrées).

**Tableau 3.** Dynamique du peuplement dans le dispositif à *Marquesia-Fulbernardia* (10 ha) : recrutement et mortalité dans toutes les classes de DHP entre 2010 et 2014, toutes essences confondues.

Caractéristiques de la dynamique de peuplement	Centres des classes de DHP (cm)										Total
	15	25	35	45	55	65	75	85	95	100	
Effectifs 2010	2 379	768	328	151	65	27	12	6	3	8	3 747
Mortalité en 4 ans	85	28	5	3	4	0	0	0	0	0	125
Recrus juvéniles	980	-	-	-	-	-	-	-	-	-	980
Glissement vers la classe supérieure	222	64	47	22	6	6	6	2	2	-	377
Effectifs 2014	3 052	898	340	173	77	27	12	10	3	10	4 602

### 3.3. Incréments dans le dispositif à *Marquesia-Fulbernardia*

Les incréments annuels diamétriques ont été calculés sur la période 2010-2014 dans 10 ha du dispositif à *Marquesia-Fulbernardia*. Les valeurs des 20 espèces les plus abondantes sont reprises au tableau 4. Elles varient de 0,21 cm/an (*Uapaca nitida* et *Strychnos innocua*) à 0,71 cm/an (*Marquesia macroua*). Il existe une corrélation très significative entre la hauteur des arbres et la valeur de l'incrément ( $r = +0,48$ ,  $p < 0,001$ ). Cette corrélation, peu surprenante, indique que les différences de vitesse de croissance sont reliées en partie au statut du sujet dans la compétition pour la lumière. Les plus grands sujets accèdent d'une manière disproportionnée à la ressource lumière et sont aussi ceux qui grossissent le plus vite (*Marquesia macroua*). Les sujets de petite taille, donc moins éclairés, à croissance plus lente, sont soit des microphanérophytes du sous-étage du *miombo* (*Dalbergia boehmii*, *Strychnos innocua*, *Uapaca nitida*), soit des sujets jeunes d'un mésophanérophyte en phase de régénération (*Brachystegia wangermeeana*).

**Tableau 4.** Incrément diamétrique des 20 espèces les plus abondantes dans le dispositif à *Marquesia-Julbernardia*, sur base de mesures de DHP réalisées en 2010 et 2014. Les valeurs suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes (test post-hoc de Tukey); ANOVA à un facteur : Facteur espèce :  $F^{19,2861} = 24,9; p < 0,001$ .

Espèces	DHP (cm)	Incrément (cm/an) ± écart-type
<i>Albizia antunesiana</i>	17,3 ± 5,8	0,57 ± 0,35 ab
<i>Brachystegia spiciformis</i>	35,6 ± 14,6	0,45 ± 0,32 b
<i>Brachystegia wangermeeana</i>	17,7 ± 7,7	0,25 ± 0,28 d
<i>Combretum collinum</i>	22,4 ± 8,7	0,36 ± 0,27 bc
<i>Combretum molle</i>	22,4 ± 7,7	0,38 ± 0,27 bc
<i>Dalbergia boehmii</i>	13,1 ± 3,1	0,22 ± 0,22 d
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>	21,4 ± 8,5	0,39 ± 0,32 bc
<i>Haplocoelum foliolosum</i>	22,9 ± 7,9	0,32 ± 0,35 c
<i>Julbernardia globiflora</i>	20,0 ± 11,2	0,39 ± 0,29 bc
<i>Julbernardia paniculata</i>	14,6 ± 4,7	0,46 ± 0,27 b
<i>Marquesia macroura</i>	40,2 ± 23,5	0,71 ± 0,43 a
<i>Monotes katangensis</i>	20,2 ± 7,9	0,24 ± 0,17 d
<i>Pericopsis angolensis</i>	29,9 ± 13,2	0,38 ± 0,25 bc
<i>Philenoptera katangensis</i>	20,4 ± 7,8	0,34 ± 0,41 c
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>	19,0 ± 6,8	0,28 ± 0,20 cd
<i>Pterocarpus angolensis</i>	18,1 ± 7,6	0,31 ± 0,26 c
<i>Pterocarpus tinctorius</i>	21,7 ± 10,2	0,44 ± 0,31 bc
<i>Strychnos innocua</i>	20,2 ± 8,4	0,21 ± 0,18 d
<i>Uapaca nitida</i>	17,4 ± 5,6	0,21 ± 0,19 d
<i>Ziziphus mucronata</i>	20,7 ± 7,9	0,37 ± 0,33 bc

## 4. Conclusions

Les trois dispositifs permanents mis en place au «Sanctuaire Mikembo» témoignent d'états d'anthropisation contrastés de la forêt claire de la Plaine de Lubumbashi. Ils fournissent d'ores et déjà les premières données originales sur la structure, la dynamique et la croissance de la forêt claire katangaise. Ils permettront le monitoring à long terme des capacités de restauration spontanée de la forêt claire après relâchement de la pression anthropique, à partir de stades initiaux contrastés. Les données permettront l'évaluation des stocks de carbone et de leurs variations, des informations cruciales pour évaluer la capacité de ces forêts dégradées à restaurer le service de puits de carbone.

## Remerciements

Les auteurs remercient la famille Anastassiou pour l'accueil chaleureux et l'excellente logistique de terrain pendant les travaux au Sanctuaire Mikembo, et BAK asbl pour son aide à la mise en place des dispositifs. Les étudiants et chercheurs de l'UNILU ayant participé à la mise en place des dispositifs permanents sont également chaleureusement remerciés.

## Bibliographie

- Campbell B., 1996. *The Miombo in transition: woodlands and welfare in Africa*. Bogor, Indonesia: Center for international forestry research (CIFOR).
- Chidumayo E.N., 2002. Changes in miombo woodland structure under different land tenure and use systems in central Zambia. *J. Biogeogr.*, **29**, 1619-1626.
- Chidumayo E.N., 2013. Forest degradation and recovery in a miombo woodland landscape in Zambia: 22 years of observations on permanent sample plots. *Forest Ecol. Manage.*, **291**, 154-161.
- Derouet L., 1994. *Méthodes d'étude de la structure des populations en forêts tropicales humides*. Mémoire de DEA : Université Lyon I, Lyon (France).
- Favrichon V., Gourlet-Fleury S., Dessard H. & Bar-Hen A., 1998. *Parcelles permanentes de recherche en forêt dense tropicale humide. Éléments pour une méthodologie d'analyse de données*. Montpellier, France : CIRAD.
- Meerts P., 2016. An annotated checklist to the trees and shrubs of the Upper Katanga (D.R Congo). *Phytotaxa*, **258**(3), 201-250.
- Muledi J., 2017. *Écologie fonctionnelle et dendroécologie d'une forêt claire de la Plaine de Lubumbashi (Haut-Katanga, R.D. Congo)*. Thèse de doctorat : Université de Lubumbashi, Lubumbashi (RDC).
- Picard N. & Gourlet-Fleury S., 2008. *Manuel de référence pour l'installation de dispositifs permanents en forêt de production dans le bassin du Congo*. Yaoundé : COMIFAC.
- Picard N. et al., 2010. Permanent sample plots for natural tropical forests: A rationale with special emphasis on Central Africa. *Environ. Monit. Assess.*, **164**, 279-295.
- Rondeux J., 1999. *Mesure des arbres et des peuplements forestiers*. 2<sup>e</sup> éd. Gembloux, Belgique : Les Presses agronomiques de Gembloux.
- Schmitz A., 1971. *La végétation de la Plaine de Lubumbashi (Haut-Katanga)*. Bruxelles : INEAC.
- Strayer D. et al., 1986. *Long-term ecological studies: an illustrated account of their design, operation, and importance to ecology*. Millbrook, NY, USA: Institute of Ecosystem Studies.



# 6

---

## La place de l'arbre dans les systèmes agricoles de la région de Lubumbashi

Aurélie HICK, Maud HALLIN, Alain TSHIBUNGU, Grégory MAHY\*

Dans un contexte de déforestation massive dans les zones rurales adjacentes aux grandes métropoles de la République Démocratique du Congo, zones d'approvisionnement en bois-énergie, l'identification de la place et du rôle que prend l'arbre dans les villages constitue un préalable à tout plan de restauration forestière. Ce chapitre porte sur les connaissances taxonomiques, les usages et la distribution des espèces arborées indigènes au sein de quatre villages en zone rurale adjacente à la ville de Lubumbashi, dans le sud-est de la République Démocratique du Congo. Quarante-neuf espèces indigènes de la forêt claire ont été identifiées par les 51 familles interrogées. Les utilisations sont classées en six catégories. Neuf espèces sont connues par plus de 50% des familles et correspondent aux espèces les plus utilisées pour l'alimentation via la consommation de leurs fruits et pour la confection d'outils. Les espèces citées par les personnes interrogées ne sont cependant pas présentes dans le système agricole. La densité observée d'arbres à l'hectare au sein des champs est faible. Les espèces présentes sont des espèces considérées comme résistantes aux facteurs de dégradation. Cette étude a montré que la connaissance taxonomique est limitée aux espèces les plus utilisées. Il n'y a pas de gestion intégrée de l'arbre au sein du système agricole dans la zone rurale adjacente à la ville de Lubumbashi.

### **The place of tree species in the agricultural systems of the Lubumbashi region**

In a context of massive deforestation in rural areas adjacent to major towns in the Democratic Republic of the Congo, the identification of the place and role that tree species take in the villages is a prerequisite for every forest restoration plan. This chapter focuses on the taxonomic knowledge, the uses and the distribution of native trees in four rural villages adjacent to the city of Lubumbashi, capital of the Katanga Province. Forty-nine native species of *miombo* woodland have been identified by interviewing 51 families. The uses have been categorized into six categories. Nine species are known by more than 50% of the families and correspond to those species used as food for the consumption of fruits and for the manufacturing of tools. The species mentioned by the interviewees are however not present in their agricultural system. The observed tree density per hectare in the fields is low. Species present in the fields are species that are considered resistant to degradation factors. This study showed that taxonomic

---

Bogaert J., Colinet G. & Mahy G., 2018. *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège – Agronomie-Gembloux.

knowledge is limited to the most currently used species. There is no integrated management of tree species within the agricultural systems in the rural area adjacent to Lubumbashi.

## 1. Introduction

En République Démocratique du Congo, la déforestation touche particulièrement les aires périurbaines des grandes métropoles (Malaisse, 1997 ; UN-REDD, 2012a ; De Wasseige et al., 2014). D'après Birley & Lock (1998) : «*the peri-urban zone can be broadly characterized as a mosaic of different land uses inhabited by communities of different economic status, in a state of rapid change with a lack of infrastructure and a deteriorating environment*». Ces aires sont particulièrement difficiles à définir car elles chevauchent les limites de la ville et de l'espace rural (Trefon, 2011). Ces zones sont à la fois régies par les agents de l'État et les autorités traditionnelles (Trefon, 2011 ; Vermeulen et al., 2011).

Lubumbashi, seconde ville de la République Démocratique du Congo, est soumise à un solde migratoire négatif de la population vers les zones naturelles et rurales, suite aux crises apparues dans la région depuis 1974. Ces crises sont liées à la nationalisation au profit de l'État des entreprises, aux difficultés sociales et économiques et aux guerres (Champaud, 1994). Ce retour vers les campagnes est un phénomène observé lorsque les inconvénients priment sur les avantages qu'offrent le modèle urbain, engendrant des mouvements de populations multi-ethniques dans les villages (Bruneau & Pain, 1990 ; Åkerlund et al., 2006). Ce phénomène touche principalement la population urbaine pauvre qui a dû s'adapter à ces crises (Trefon, 2011).

Dans cette zone hybride entre le rural et l'urbain, les populations sont dépendantes des ressources naturelles et de l'agriculture. Aux abords de Lubumbashi, les villages et leurs périmètres agricoles s'agrandissent, voire se créent (Bruneau & Pain, 1990). La filière bois de la ville s'intensifie pour répondre aux besoins croissants de la population urbaine et rurale (Malaisse & Binzangi, 1985 ; Malaisse, 1997 ; Trefon, 2011 ; Chidumayo & Gumbo, 2013). La collecte de bois de feu, ressource principale d'énergie en Afrique Centro-Australe, est en grande partie responsable de la dégradation des forêts claires (Campbell, 1996 ; Munslow et al., 2013). Au début du xx<sup>e</sup> siècle, 85% du degré carré de Lubumbashi<sup>1</sup> était recouvert par la forêt claire (Malaisse & Binzangi, 1985). Les premiers déboisements ont débuté en 1910, date correspondant à la création de la ville et des centres ruraux l'entourant (Malaisse & Binzangi, 1985). Une étude montre que sur un rayon de 25 km autour de Lubumbashi, la forêt s'est vue réduite de plus de 70% entre 1956 à 2009 (Munyemba Kankumbi, 2010). Malaisse & Binzangi (1985) ont estimé que l'ensemble des ressources forestières du degré carré de Lubumbashi sera consommé en bois-énergie en 2050 si aucun plan de reforestation n'est envisagé.

En termes de conservation, il est important de déterminer quelles espèces arborées sont utilisées par la population locale et de quantifier cette utilisation. Ce chapitre

---

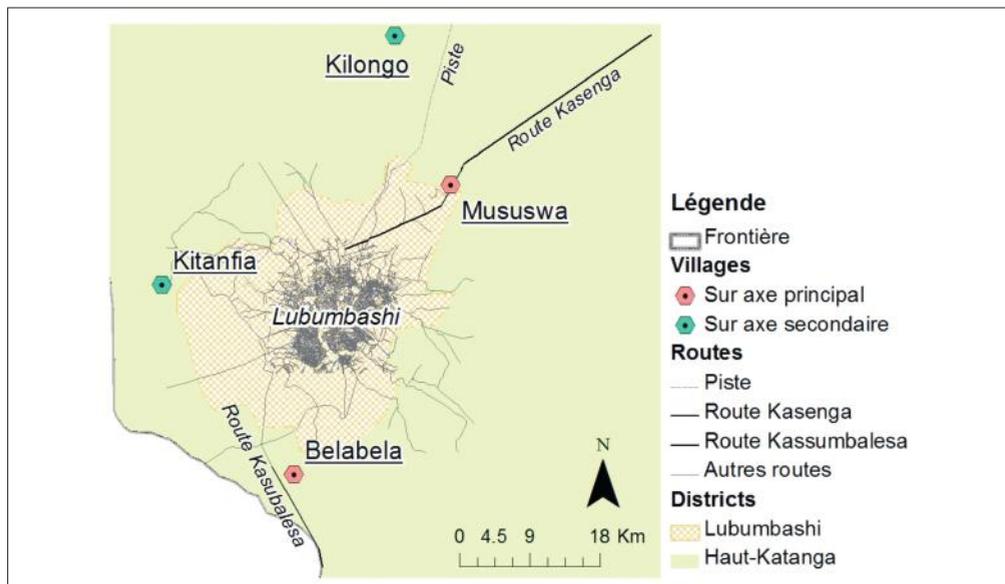
<sup>1</sup> Le degré carré de Lubumbashi correspond à 27-26°E, 11-12°S de la carte de végétation de la Région d'Élisabethville (Sys & Schmitz, 1959).

identifie dans un premier temps les espèces d'arbres de la forêt claire connues par la population villageoise dans la zone rurale adjacente à Lubumbashi et les usages qu'ils en font. Une étude quantitative des arbres présents au sein des parcelles agricoles est ensuite réalisée afin de voir si une gestion ciblée de l'arbre dans le système agricole est mise en place en lien avec les espèces citées et reconnues comme ressource naturelle par la population villageoise.

## 2. Matériel et méthodes

### 2.1. Localisation des sites d'études

L'étude comprend quatre villages répartis sur un rayon de 40 km dans la zone rurale autour de la ville de Lubumbashi (Figure 1).



**Figure 1.** Zone d'étude.

La sélection des villages s'est faite sur base de leur localisation sur les axes routiers et de la volonté du chef coutumier à impliquer son village dans l'étude. Les villages de Belabela (21 km au sud de la ville) et Mususwa (23 km au nord de la ville) sont situés le long d'axes routiers principaux macadamisés, et les villages de Kilonjo (37 km au nord-ouest de la ville) et de Kitanfia (21 km à l'ouest de la ville) sont des villages retirés en brousse, uniquement accessibles par des pistes en terre.

La description des villages se base sur l'entretien préliminaire avec le chef coutumier du village.

## 2.2. Étude de la connaissance taxonomique de la diversité des arbres et leurs usages

Les données sur la connaissance taxonomique des espèces ligneuses par la population interrogée ont été collectées lors d'entretiens semi-structurés soumis à des familles de la communauté villageoise. Une rencontre préliminaire avec le chef coutumier du village et les familles a été effectuée pour introduire le projet de recherche.

Le questionnaire se compose d'une suite de questions ouvertes et fermées abordant les thèmes suivants : l'appropriation des terres, la préparation des champs, le rapport à l'arbre dans le village, le rapport à l'arbre dans les champs, l'utilisation du bois et les produits forestiers non ligneux. La connaissance taxonomique et les usages des espèces forestières sont évalués sur base de la quantification du nombre de citations spontanées d'espèces forestières en réponse aux questions abordées dans les différents thèmes : «Quels arbres sont présents dans le village?», «Sélectionnez-vous des espèces particulières pour le charbon de bois, le bois de chauffe, le bois d'œuvre et autres? Et si oui, lesquelles?», «Quels fruits consommez-vous?». Le questionnaire est conçu pour une durée d'entretien de maximum deux heures. Un interprète local était présent pour assurer le dialogue en kiswahili si nécessaire.

Trente-cinq familles, réparties dans les quatre villages (Belabela : 9, Mususwa : 8, Kilongo : 9, Kitanfia : 9), ont été interrogées (Tableau 1). Les espèces ligneuses ont été énumérées par les villageois en noms vernaculaires. La conversion en noms scientifiques a été réalisée à l'aide d'un glossaire établi sur base de la littérature (Malaisse, 1997; Coates Palgrave & Coates Palgrave, 2003; Van Wyk & Van Wyk, 2003; Smith & Allen, 2004) et des connaissances taxonomiques de scientifiques locaux.

**Tableau 1.** Répartition des ménages interrogés et du nombre de champs visités par village.

Villages	Familles interrogées	Nombre de champs visités
Belabela	9	48
Mususwa	8	57
Kilongo	9	22
Kitanfia	9	23
<b>TOTAL</b>	<b>35</b>	<b>150</b>

## 2.3. Identification et localisation des espèces ligneuses dans les parcelles villageoises

L'identification des espèces ligneuses dans les parcelles villageoises s'est déroulée dans 150 champs appartenant à 17 familles réparties dans les quatre villages (Belabela : 48 champs, Mususwa : 57 champs, Kilongo : 22 champs, Kitanfia : 23 champs) (Tableau 1). Elle s'est faite en deux étapes.

Dans un premier temps, les limites des parcelles ont été parcourues avec la fonctionnalité «Trace» d'un récepteur GPS (*Global Position System*). Cette fonction

enregistre le tracé réalisé à l'aide de l'appareil. Ces données permettent de fournir la surface étudiée à l'aide d'un Système d'Information Géographique (SIG).

Dans un second temps, les espèces ligneuses (arbres et rejets de souche) ont été identifiées et répertoriées à l'aide d'un récepteur GPS. Les souches et les rejets de souches de moins d'1,5 m n'ont pas été comptabilisés. La position «dans un champ» ou «en bordure du champ» a été notée. La densité à l'hectare des arbres a été calculée sur base de ces informations SIG.

Ces travaux ont été menés de février à mai 2013.

### 3. Résultats

#### 3.1. Le système villageois

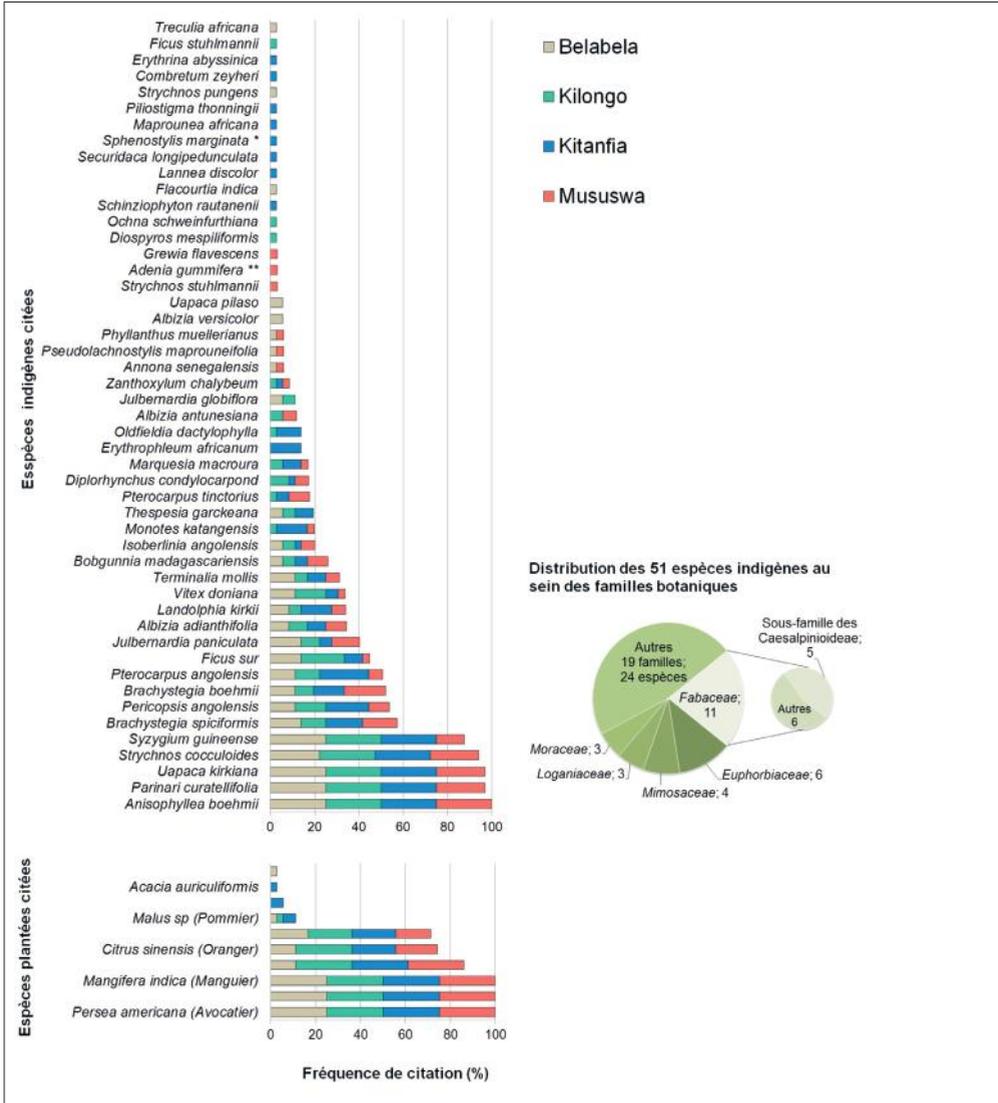
Les villages comptabilisent plusieurs ethnies. Le village de Belabela compte 100 habitants. Il comprend des ressortissants des groupes ethnolinguistiques *Kaluena*, *Kaonde* et *Lamba*. Le village de Mususwa compte 360 habitants. Il est composé de ressortissants des groupes ethnolinguistiques *Bemba*, *Luba Kat* et *Tshokwe*. Le village de Kilongo compte 3 000 habitants. Il comprend des ressortissants des groupes *Bahemba*, *Basanga*, *Batetela*, *Bazela*, *Bemba*, *Kaonde*, *Luba Kat*, *Ndembo*, *Tshokwe* ainsi que de personnes provenant des provinces du Kasai Central et du Kasai dont les ethnies n'ont pas été déterminées. Le village de Kitanfia compte 120 habitants. Il est composé de ressortissants des groupes ethnolinguistiques *Balubakat*, *Kalubale*, *Kaluena*, *Kaonde*, *Luba*, *Ndemba* et *Tshokwe* ainsi que de personnes provenant des provinces du Kasai Central et du Kasai dont les ethnies n'ont pas pu être déterminées.

Les interviews indiquent que l'accès à la terre est régi par les chefs coutumiers dans les quatre villages. La famille bénéficiaire d'une zone agricole a libre droit de couper la ressource ligneuse présente sur ses terres. Lors de la préparation des champs, une coupe à blanc des arbres présents est effectuée par l'ensemble des familles. Le labour se fait manuellement et les souches sont maintenues. Les rejets sont systématiquement coupés. Les champs sont ensuite soumis au passage du feu.

La production de charbon de bois s'étend au-delà du village, la ressource arborée s'y faisant de plus en plus rare. Ainsi, 68% des familles interrogées développent cette activité sur des terres qui ne leur appartiennent pas. L'accès à la forêt est autorisé par le chef coutumier possédant la ressource forestière ou par l'ayant-droit de la zone. Ce dernier perçoit un revenu sur le produit ou garde une part de la production. Seules les familles de Kitanfia s'adressent à l'État en payant une taxe annuelle au Fonds Forestier National ou au Service de l'Environnement du territoire pour exploiter des ressources forestières autres que celles présentes sur leur terre.

#### 3.2. La connaissance taxonomique des espèces ligneuses au sein des villages

Les 35 intervenants ont cité 59 espèces (Figure 2). Quarante-neuf espèces sont indigènes de l'écosystème forêt claire. Deux espèces ne sont pas des arbres mais une



**Figure 2.** Fréquence de citations spontanées d'espèces forestières par les ruraux (\* = arbuste; \*\* = liane).

liane et un arbuste. Les espèces indigènes couvrent 25 familles botaniques. Dix arbres n'appartenant pas à l'écosystème forêt claire (espèces fruitières plantées) sont cités par les personnes interrogées.

Cinq espèces ligneuses indigènes sont citées par plus de 85% de la population interrogée : *Anisophyllea boehmii* (100% de citations), *Parinari curatellifolia* (97% de citations), *Uapaca kirkiana* (97% de citations), *Strychnos cocculoides* (95% de citations) et *Syzygium guineense* (88% de citations). Quatre espèces ligneuses indigènes sont citées par au moins 50% de la population : *Brachystegia spiciformis* (58% de citations), *Pericopsis*

*angolensis* (53 % de citations), *Brachystegia boehmii* (52 % de citations) et *Pterocarpus angolensis* (50 % de citations).

Les 40 espèces supplémentaires énumérées sont citées par moins de 50 % de la population, dont 26 sont citées par moins de 10 % des familles.

La connaissance des espèces diffère pour les quatre villages (Belabela : 27 espèces ; Kilongo : 29 espèces ; Kitanfia : 34 espèces ; Muswaswa : 30 espèces). Les neuf espèces les plus citées sont connues dans les quatre villages (Figure 2).

### 3.3. L'usage des espèces ligneuses

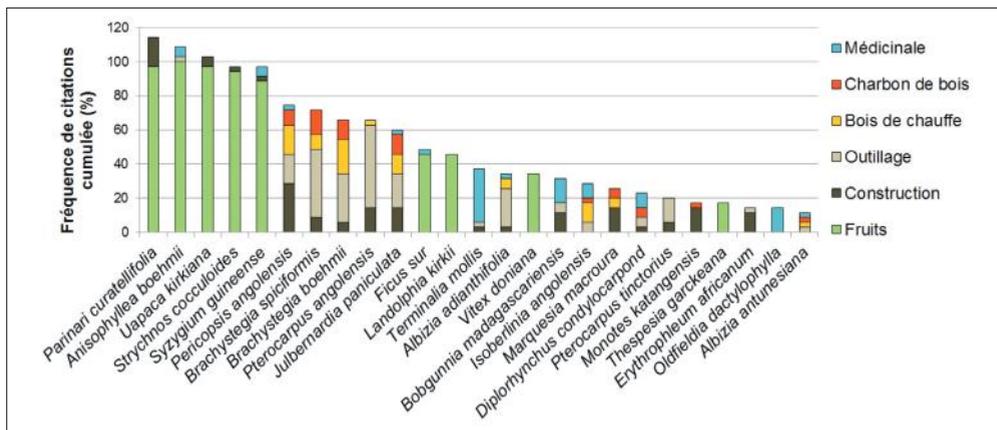
Les ressources forestières font partie intégrante du système villageois. Elles sont nécessaires à l'autosuffisance en bois. L'ensemble des personnes interrogées utilisent le bois-énergie : 89 % des personnes interrogées utilisent le charbon de bois et 57 % utilisent le bois de chauffe. Les coupes pour la fabrication du charbon de bois sont majoritairement des coupes à blanc, seulement 22 % des personnes interrogées procèdent à une sélection d'espèces. Quarante-quatre pourcents d'entre-elles pratiquent une sélection d'espèces pour le bois de chauffe. Quatre-vingt trois pourcents des personnes interrogées utilisent le bois d'œuvre. La sélection est pratiquée à 90 % pour le bois utilisé en construction et à 96 % pour la confection d'outils.

Les ressources forestières apportent par ailleurs des produits forestiers non ligneux couramment consommés dans les villages. Tous mangent les fruits récoltés soit en brousse, soit au village. Les champignons sont consommés par 94 % des villageois, les chenilles par 89 %, le miel par 51 % et les termites par 46 % d'entre eux. Elles génèrent ensuite une source de revenus complémentaire à la vente des produits agricoles pour l'ensemble des familles interrogées.

On a enregistré 454 citations d'espèces pour 6 catégories d'utilisation. La catégorie la plus citée est l'alimentation avec les arbres fruitiers (11 espèces pour 219 citations), suivie par l'outillage (16 espèces pour 74 citations), la construction (19 espèces pour 57 citations), la médecine artisanale (24 espèces pour 49 citations), le bois de chauffe (9 espèces pour 30 citations) et le charbon de bois (10 espèces pour 25 citations). Les espèces connues par plus de 85 % des villageois sont les espèces fruitières (Figure 3).

### 3.4. L'arbre et sa pérennité dans le système villageois

La quantification des arbres présents dans les 150 champs montre une faible densité d'arbres à l'hectare (densité totale à l'hectare/dans le champ : en bordure de champs) : 7,0/1,4 : 5,6 pour Belabela ; 11,6/5,4 : 6,2 pour Mususwa ; 9,9/3,9 : 6,0 pour Kitanfia et 11,2/5,6 : 5,6 pour Kilongo. Cette densité est plus importante en bordure de champ qu'en plein champ excepté pour Kilongo où la répartition est homogène. La localisation du village par rapport à la route n'influence pas la densité d'arbres laissés dans les champs. La densité moyenne d'arbres à l'hectare pour les villages localisés sur un axe routier principal macadamisé est de 9,3 (écart-type = 3,2) et la densité moyenne d'arbres à l'hectare pour les villages localisés sur un axe routier secondaire est de 10,6 (écart-type = 1,0).



**Figure 3.** Les espèces forestières indigènes citées par au moins 10% des familles et leurs utilisations par les ruraux. Le graphique illustre les espèces dont la fréquence de citation cumulée pour les 6 catégories d'utilisation est égale ou supérieure à 10%.

Soixante-deux espèces sont présentes au sein des champs dont 31 ne font pas partie de la liste des espèces citées spontanément par les personnes interrogées. Sept espèces représentent 42% de l'inventaire : *Albizia adianthifolia* (12,0%), *Diplorhynchus condylocarpon* (8,2%), *Erythrophleum africanum* (5,5%), *Strychnos spinosa* (4,5%), *Parinari curatellifolia* (4,1%), *Pericopsis angolensis* (4,1%) et *Anisophyllea boehmii* (3,4%). Les arbres recensés dans les champs diffèrent d'un village à l'autre. Les espèces citées et utilisées par les familles interrogées ne se retrouvent pas majoritairement dans les champs (Tableau 2). Au cours de l'enquête, 21% d'entre elles affirment planter des arbres supplémentaires tels que des fruitiers afin d'en consommer les fruits ou d'obtenir de l'ombre. Cette affirmation n'a pas été validée sur le terrain.

**Tableau 2.** Comparaison par village des espèces recensées dans les champs avec les espèces les plus citées dans les enquêtes pour leurs usités (abréviations : - = 0 % de fréquence de citations, \* = Fréquence de citations  $\leq 25$  %, \*\* = Fréquence de citations comprise entre 25 % et  $< 50$  %, \*\*\* = Fréquence de citations comprise entre 50 % et  $< 75$  %, \*\*\*\* = Fréquence de citations  $\geq 75$  %).

Villages	Recensement dans les champs				Enquêtes		
	Densité totale (arbre/ha)	Nombre d'espèces	Espèces majoritairement présentes	Densité (arbre/ha)	Connaissance de l'espèce	Utilité de l'espèce	Utilité de l'espèce
Belabela	7,0	27	<i>Dalbergia nitida</i>	0,762	-	-	<i>Anisophylla boehmii</i> ****
			<i>Brachystegia boehmii</i>	0,609	**	***	<i>Parinari curatellifolia</i> ****
			<i>Pericopsis angolensis</i>	0,609	**	***	<i>Syzygium guineense</i> ****
							<i>Uapaca kirkiana</i> ****
Mususwa	11,6	38	<i>Albizia adianthifolia</i>	1,516	**	*	<i>Anisophylla boehmii</i> ****
			<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>	0,853	**	*	<i>Parinari curatellifolia</i> ****
			<i>Parinari curatellifolia</i>	0,758	****	****	<i>Syzygium guineense</i> ****
							<i>Uapaca kirkiana</i> ****
							<i>Anisophylla boehmii</i> ****
Kilongo	9,9	27	<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>	2,406	**	*	<i>Anisophylla boehmii</i> ****
			<i>Acacia polyacantha</i>	1,123	-	-	<i>Ficus sur</i> ****
			<i>Bobgunnia madagascariensis</i>	0,963	*	**	<i>Parinari curatellifolia</i> ****
							<i>Syzygium guineense</i> ****
				<i>Uapaca kirkiana</i> ****			
Kitanfia	11,2	18	<i>Albizia adianthifolia</i>	2,045	**	*	<i>Anisophylla boehmii</i> ****
			<i>Erythrophleum africanum</i>	1,704	***	*	<i>Parinari curatellifolia</i> ****
			<i>Strychnos spinosa</i>	1,193	-	-	<i>Syzygium guineense</i> ****
							<i>Uapaca kirkiana</i> ****

## 4. Discussion

### 4.1. Le système villageois périurbain : entre traditions et multiethnicité

La population de Lubumbashi est issue de l'immigration en masse de ruraux provenant de toute la République Démocratique du Congo pour répondre aux recrutements des grandes sociétés minières de l'époque. Les habitants de Lubumbashi sont donc des descendants de migrants. Plus de 20 ethnies étaient recensées dans la ville en 1985 (Bruneau & Pain, 1990; Malaisse, 1997). L'ethnicité donne à la personne un système de valeurs et de traditions qui lui est propre. Ce profil ethnoculturel se retrouve dans les villages périurbains de l'étude suite au solde de migration négatif de la population urbaine vers les zones périurbaines (Champaud, 1994). Les causes sous-jacentes de déforestation au Katanga identifiées sont la migration de la population et les facteurs politiques et institutionnels (UN-REDD, 2012b).

Les autorités traditionnelles cherchent à garantir leur propre accès aux ressources (Trefon & Cogels, 2007). Dans la périphérie des grandes villes comme Kinshasa et Lubumbashi, le contrôle politique s'atténue au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la ville et le droit coutumier est tout aussi important pour les populations villageoises (Bierschenk & De Sardan, 1997; Trefon & Cogels, 2007; Herbst, 2014). L'étude est réalisée à une distance comprise entre 21 et 37 km du pôle urbain. Elle montre que la cession des terres et des ressources forestières est régie par le chef coutumier dans les quatre villages sélectionnés, que le village soit localisé le long d'un axe routier principal macadamisé ou non. La gestion des coupes par l'État via le Ministère provincial de l'Environnement et le Fonds Forestier National est peu présente. Seul un village étudié s'adresse à l'État pour la coupe des forêts.

### 4.2. L'arbre pour la population locale

L'étude révèle un manque de connaissances des espèces forestières. La forêt claire est un écosystème riche en biodiversité avec 334 espèces d'arbres répertoriées (Frost, 1996; Chidumayo, 1997). Elle est caractérisée par la dominance des espèces des genres *Brachystegia*, *Julbernardia* et *Isoberlinia* (Aubréville, 1957; White & Bamps, 1986). Les villageois interrogés nomment 53 espèces de la forêt claire mais seules 9 espèces sont citées par plus de la moitié de la population. Cette répartition des connaissances indique que chaque famille connaît et utilise un panel spécifique d'espèces (Bruschi et al., 2014).

Comparativement à des études menées dans la région du Sud-Shaba par le passé, les connaissances botaniques sont faibles. En effet, 11 espèces ont été citées pour l'alimentation contre 38 espèces citées en 1979 pour la consommation de fruits (Malaisse, 1979). Ce constat est similaire pour les espèces utilisées pour leur bois. Storrs (1982) liste 104 espèces arborées de la forêt claire utilisées par la population locale pour leur bois de construction et d'outillages contre 28 espèces citées par les familles interrogées dans cette étude pour les deux catégories rassemblées.

Malaisse (1997) avance plusieurs hypothèses pour expliquer cet appauvrissement des connaissances ethnobiologiques dans le Sud-Shaba. Cette perte des connaissances

est corrélée à la destruction des écosystèmes naturels suite à des modifications liées au développement (Malaisse, 1997). L'implantation de la ville minière de Lubumbashi a entraîné un changement profond du paysage. La savane se substitue à la forêt autour de la ville suite à la demande grandissante en bois-énergie de la population urbaine (Bruneau & Pain, 1990; Munyemba Kankumbi, 2010). Les quatre villages de l'étude sont situés dans l'auréole de savanisation, là où dominait la forêt claire jusqu'en 1956 (Munyemba Kankumbi, 2010). La perte des connaissances floristiques chez les jeunes adultes peut être également liée à la scolarisation (Malaisse, 1997). L'école a réduit considérablement la présence des enfants dans les champs et l'observation de la nature. La connaissance de la flore et de la faune est majoritairement détenue par les anciens (Degreef, 1992; Malaisse, 1997). L'exode de la population urbaine vers les villages dans la zone rurale adjacente à la ville est une hypothèse supplémentaire à cet appauvrissement des connaissances botaniques. Ces nouveaux arrivants, issus du tissu urbain, ne connaissent pas le milieu naturel dans lequel ils s'installent.

Les espèces présentant un bon rendement calorifique sont citées par plus de 50% des familles interrogées : *Brachystegia boehmii*, *Brachystegia spiciformis* et *Pterocarpus angolensis* (Malaisse, 1997). La sélection des arbres pour la fabrication du charbon de bois n'est cependant pratiquée que par 22% des familles interrogées.

#### 4.3. La perception de l'environnement

Une bonne perception de l'environnement par les résidents des villages est une première étape dans la gestion des ressources forestières (Trefon & Cogels, 2007).

La densité d'arbres à l'hectare dans les champs est faible. L'arbre n'est pas maintenu volontairement dans le système agricole dans la zone rurale adjacente à la ville de Lubumbashi. Lorsque la forêt est présente, les familles procèdent à la coupe à blanc de la forêt et à la mise à feu de la zone pour y accueillir les cultures. Cette coupe à blanc n'est précédée d'aucune sélection d'arbres utiles (ombrage, fruits, bois de chauffe) à intégrer dans le paysage agricole. Les arbres présents dans les champs ne correspondent pas aux espèces les plus prisées par le propriétaire. Les espèces inventoriées sont des espèces tolérantes ou semi-tolérantes au feu : *Albizia adianthifolia*, *Diplorhynchus condylocarpon*, *Erythrophleum africanum*, *Pericopsis angolensis*, *Strychnos spinosa*, *Parinari curatellifolia* (Trapnell et al., 1976; Lawton, 1978; Malaisse, 1978). Leur présence résulte de leur capacité à résister aux facteurs de dégradation. L'arboriculture n'est pas présente dans les quatre villages étudiés malgré l'utilisation de certaines espèces. Il y a une séparation entre l'agriculture et la forêt.

## 5. Conclusions

L'étude a mis en évidence les espèces indigènes de la forêt claire connues par les familles interrogées et les usages qu'elles en font. Peu d'espèces ont été citées par les familles. Seules les espèces fruitières sont connues par plus de 50% du panel. Cette perte de connaissances botaniques est un frein à la restauration de la forêt claire. De plus, les espèces utilisées pour leurs fruits ou leur bois ne sont pas maintenues dans le

système agricole. Il y a une séparation entre l'agriculture et la forêt. Cette non-gestion de l'arbre dans le système agricole de la zone rurale adjacente à la ville de Lubumbashi peut être un filtre à la restauration de la forêt claire dans ce périmètre. L'implication des acteurs locaux est primordiale à tout plan de restauration forestière.

## Remerciements

Les auteurs remercient Messieurs Alain Tshibungu, Kissimba Kibuye et Pacifique Winama Kizila pour leurs connaissances taxonomiques et leur aide dans la traduction en noms latins des différentes espèces citées par les familles dans les dialectes locaux.

## Bibliographie

- Åkerlund U., Knuth L., Randrup T.B. & Schipperijn J., 2006. *Urban and peri-urban forestry and greening in west and Central Asia. Experiences, constraints and prospects*. Rome : FAO.
- Aubréville A., 1957. Échos du Congo belge : Climax yangambiens – Muhulus, termitières fossiles géantes et forêt claire katanguiens. *Bois For. Trop.*, **51**, 28-39.
- Bierschenk T. & De Sardan J.-P.O., 1997. Local powers and a distant state in rural Central African Republic. *J. Mod. Afr. Stud.*, **35**(3), 441-468.
- Birley M.H. & Lock K., 1998. Health and peri-urban natural resource production. *Environ. Urban.*, **10**(1), 89-106.
- Bruneau J.C. & Pain M., 1990. *Atlas de Lubumbashi, 133*. Nanterre, France : Université Paris X, Centre d'Études Géographiques sur l'Afrique Noire.
- Bruschi P. et al., 2014. Traditional uses of plants in a rural community of Mozambique and possible links with Miombo degradation and harvesting sustainability. *J. Ethnobiol. Ethnomed.*, **10**(1), 22 p.
- Campbell B., 1996. *The Miombo in transition: woodlands and welfare in Africa*. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Champaud J., 1994. Villes d'Afrique. *Espace Géogr.*, **23**(1), 92-93.
- Chidumayo E.N., 1997. *Miombo ecology and management: an introduction*. London: IT Publications in association with the Stockholm Environment Institute.
- Chidumayo E.N. & Gumbo D.J., 2013. The environmental impacts of charcoal production in tropical ecosystems of the world: A synthesis. *Energy Sustain. Dev.*, **17**(2), 86-94.
- Coates Palgrave K. & Coates Palgrave M., 2003. *Trees of Southern Africa*. Cape town, South Africa: Struik.
- De Wasseige C. et al. (Eds), 2014. *Les forêts du bassin du Congo – État des Forêts 2013*. Neufchâteau, Belgique : Weyrich édition.
- Degreef J., 1992. L'importance des champignons comestibles pour les populations africaines. *Défis Sud*, **9**, 38-39.
- Frost P., 1996. The ecology of miombo woodlands. In: Campbell B. (Ed.). *The Miombo in transition: woodlands and welfare in Africa*. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Herbst J., 2014. *States and power in Africa: Comparative lessons in authority and control*. Princeton, NJ, USA: Princeton University Press.
- Lawton R., 1978. A study of the dynamic ecology of Zambian vegetation. *J. Ecol.*, **66**(1), 175-198.

- Malaisse F., 1978. The miombo ecosystem. In: *Tropical Forest Ecosystems*. Paris: UNESCO/ UNEP/FAO.
- Malaisse F., 1979. L'homme dans la forêt claire zambézienne. Contribution à l'étude de l'écosystème forêt claire (Miombo). *Afr. Econ. Hist.*, **7**, 38-64.
- Malaisse F., 1997. *Se nourrir en forêt claire africaine : approche écologique et nutritionnelle*. Gembloux, Belgique : Les Presses agronomiques de Gembloux.
- Malaisse F. & Binzangi K., 1985. Wood as a source of fuel in Upper-Shaba (Zaire). *Commonw. For. Rev.*, **64**(3), 227-239.
- Munslow B., Katerere Y., Ferf A. & O'Keefe P., 2013. *The Fuelwood Trap: A study of the SADCC region*. London: Earthscan.
- Munyemba Kankumbi F., 2010. *Quantification et modélisation de la dynamique paysagère dans la région de Lubumbashi: évaluation de l'impact écologique des dépositions issues de la pyrométallurgie*. Thèse de doctorat : Université Libre de Bruxelles, Bruxelles.
- Smith P.P. & Allen Q., 2004. *Field guide to the trees and shrubs of the miombo woodlands*. Kew, London: Royal Botanic Gardens.
- Storrs A., 1982. *More about trees. Interesting facts and uses of some common Zambian trees, including a selection of honey recipes*. Ndola, Zambia: Forest Dept.
- Sys C. & Schmitz A., 1959. *Carte des sols et de la végétation du Congo Belge et du Ruanda-Urundi. Région d'Élisabethville (Haut-Katanga)*. Bruxelles : Publ. INEAC.
- Trapnell C.G., Friend M.T., Chamberlain G.T. & Birch H.F., 1976. The effects of fire and termites on a Zambian woodland soil. *J. Ecol.*, **64**(2), 577-588.
- Trefon T., 2011. Urban-rural straddling: conceptualizing the peri-urban in Central Africa. *J. Dev. Soc.*, **27**, 421-443.
- Trefon T. & Cogels S., 2007. La gestion des ressources naturelles dans les zones périurbaines d'Afrique Centrale : une approche privilégiant les parties prenantes. *Cad. Estud. Africanos* **13-14**, 101-126.
- UN-REDD, 2012a. Étude qualitative sur les causes de la déforestation et de la dégradation des forêts en République Démocratique du Congo. Rome : FAO-UNDP-UNEP.
- UN-REDD, 2012b. Synthèse des études sur les causes de la déforestation et de la dégradation des forêts en République Démocratique du Congo. Rome : FAO-UNDP-UNEP.
- Van Wyk B. & Van Wyk P., 2003. *Field guide to trees of Southern Africa*. Cape town, South Africa: Struik.
- Vermeulen C. et al., 2011. Enjeux fonciers, exploitation des ressources naturelles et Forêts des Communautés Locales en périphérie de Kinshasa, RDC. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **15**(4), 535-544.
- White F. & Bamps P., 1986. *La végétation de l'Afrique : mémoire accompagnant la carte de végétation de l'Afrique UNESCO/AETFEAT/UNSO*. Paris : ORSTOM; UNESCO.





# Partie 2

## Éléments édaphiques



# 7

---

## Esquisse des pédopaysages du Katanga et aperçu sur les potentialités agricoles et activités minières

Emery KASONGO LENGÉ MUKONZO, Geert BAERT\*, Michel NGONGO LUHEMBWE,  
Ann VERDOODT, Eric VAN RANST

Une meilleure compréhension du capital naturel constitue un atout important aux efforts d'élaboration des stratégies de développement. Ce chapitre situe la mosaïque des sols dominants au Katanga tant dans le contexte de leurs facteurs génétiques que dans celui de leur potentiel pour une valorisation agricole rationnelle. La diversité de la couverture pédologique recèle un caractère directement en relation avec la répartition spatiale des matériaux parentaux, le cadre topographique et le climat. Les sols fortement altérés apparaissent comme les plus dominants, avec essentiellement les groupes de Ferralsols et Acrisols, auxquels on peut adjoindre des plages d'Arénosols et Lixisols. Ces sols partagent ensemble des problèmes de fertilité chimique. Le groupe des Cambisols apparaît comme celui des sols jeunes les plus dominants et occupe les greniers historiques de cette province. Ils sont suivis des Fluvisols qui, avec les Gleysols, partagent la position des plaines alluviales et grandes vallées, avec des problèmes de drainage. Un bref aperçu sur les secteurs agricole et minier, au regard de leur pertinence comme moteurs de l'économie nationale et de la survie des populations, et comme facteurs à effets modificateurs du paysage, a permis de constater l'écart à combler pour plus de performance de la production agricole.

### **A sketch of the landscapes of Katanga and an overview of the agricultural potentialities and mining activities**

A better understanding of the natural capital is an important asset to the design of development strategies. This chapter presents the diversity of soils in Katanga within the context of their genetic factors as well as their potential for rational agricultural use. The diversity and spatial distribution of the observed soils are directly related to the diversity and spatial distribution of the soil forming factors: parent material, topography and climate. Highly weathered soils turn out to be the most common. They are dominated by Ferralsols and Acrisols, followed by Arenosols and Lixisols. All these soils share common problems for their agricultural exploitation related to their low chemical fertility. Among the young soils, Cambisols are the most dominant, and constitute the historic grain barns of the province. They are followed by Fluvisols which, together with Gleysols, are located in the alluvial plains and large valleys where impeded drainage is the major problem. A brief overview of the agricultural and min-

---

Bogaert J., Colinet G. & Mahy G., 2018. *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège – Agronomie-Gembloux.

ing sectors, in view of their relevance as drivers of the national economy and the survival of populations, and as factors that modify the landscape, shows the gap to be closed for improved performance in agricultural production.

## 1. Introduction

Les activités humaines liées à la production de biens et/ou de services s'appuient en amont sur la manipulation et la transformation des ressources naturelles telles que le sous-sol, le sol, les eaux, la biodiversité, etc. D'après Hillel (2005), la manipulation et la modification de l'environnement a toujours été une caractéristique de nombreuses sociétés. Bien avant l'avènement des machines de terrassement et des produits chimiques toxiques, et même avant l'avènement de l'agriculture, les humains avaient déjà commencé à affecter la terre et ses êtres vivants d'une manière qui tendait à déstabiliser les écosystèmes naturels (Hillel, 2005). Dans ce processus, les humains ont dû utiliser leur inventivité pour survivre aux éléments adverses et à la concurrence des animaux plus forts. L'augmentation de la dextérité, de même que l'invention de divers outils et stratagèmes, ont permis progressivement aux humains de surmonter les contraintes de leur ascendance et accéder au niveau actuel de développement industriel (Redman, 1978, cité par Hillel, 2005). À ce jour, le développement industriel a touché une diversité de secteurs d'activités, notamment l'agriculture, l'élevage, l'extraction minière, etc.

Selon Comin (2010), les activités minières et agricoles font partie des activités anthropiques qui modifient le paysage. Suivant la classification de Hobbs & Hopkins (1990, cité par Hobbs, 1998; Hobbs, 1999; McIntyre & Hobbs, 1999), l'agriculture se trouve dans la catégorie «*replacement*» tandis que l'activité minière se trouve dans la catégorie «*removal*». Selon Hobbs & Hopkins (1990), il y a quatre catégories majeures d'utilisation du sol, en fonction du degré de modification de la végétation naturelle, «*removal*», «*replacement (with intensively managed systems)*», «*utilisation (exploitation of native vegetation)*», et «*conservation (no deliberate modification)*», la dernière étant celle qui représente l'influence anthropique la plus faible. Selon Forman (1995, cité par August et al., 2002), l'agriculture et l'extraction minière sont des causes possibles de transformations paysagères d'origine anthropique caractérisées par une influence humaine directe. Les facteurs «sol» et «climat» (August et al., 2002), de même que les ressources du «sous-sol», font partie des opportunités ou contraintes qui déterminent la probabilité que des terres soient assujetties à des transformations anthropiques, à côté de l'accessibilité des terres, entre autres déterminée par la présence d'infrastructures de communication.

La République Démocratique du Congo, avec plus de 1 100 substances minérales répertoriées (Mazalto, 2008), possède l'un des plus importants potentiels miniers du monde. Ses gisements du Katanga regorgent du tiers des réserves mondiales connues de cobalt et 10% des réserves mondiales de cuivre (Mazalto, 2008). L'exploitation du sous-sol pour le cuivre et le cobalt au Katanga constitue le moteur de l'économie congolaise (Mazalto, 2008), tandis que les activités agricoles emploient la plus grande part de la population rurale au Katanga. Afin d'envisager des modes d'exploitation qui permettent

à la fois la sauvegarde de la productivité, la qualité environnementale, la qualité de la vie humaine et la durabilité, les ressources en jeu et leur intégration dans le paysage méritent d'être bien comprises.

C'est dans ce contexte que s'inscrit ce chapitre dont l'objectif est de passer en revue, à travers une analyse des pédopaysages, le cadre physique du Katanga qui sert de support aux écosystèmes naturels d'une part, et conditionne les activités humaines actuelles et potentielles d'autre part. Les pédopaysages constituent des unités de terrain caractérisées par des associations typiques de sols et de végétation sur un modelé partiellement conditionné par la géologie.

## 2. Facteurs des pédopaysages

Le sol représente la couche superficielle de la croûte terrestre, résultant de la transformation de la roche-mère, enrichie par des apports organiques. Les facteurs de formation du sol incluent la nature du matériel parental (lithologie), le climat, la topographie, la végétation, les organismes du sol, les activités humaines et le temps. La formation du sol ou pédogenèse est la résultante de plusieurs processus qui interviennent sur des milliers, voire des millions d'années. Ces processus comprennent les altérations (chimique, physique et biologique), l'humification et le transport des solides et/ou des substances en solution.

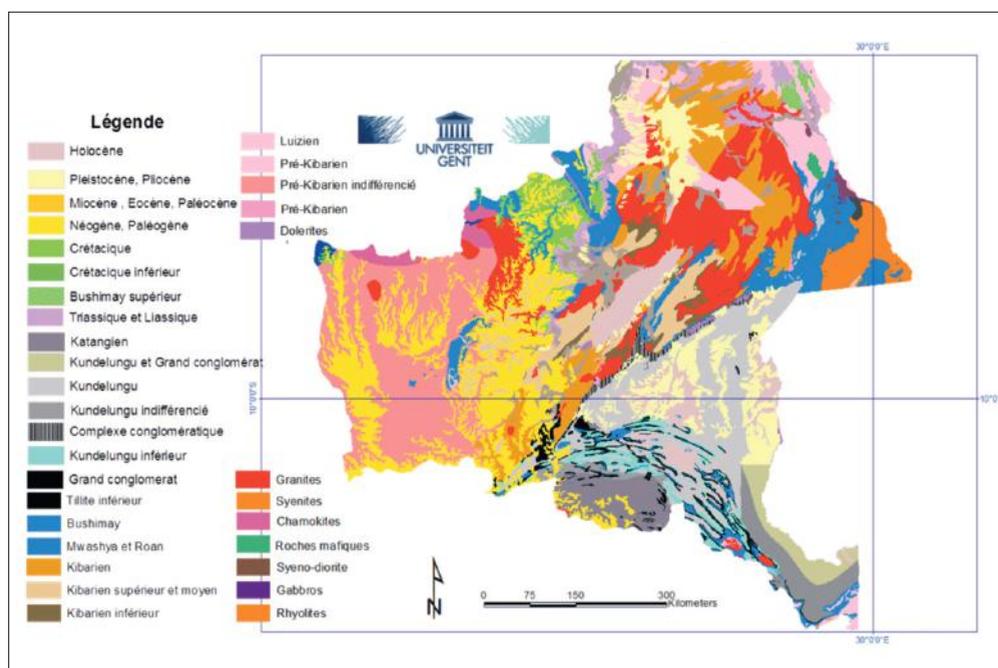
### 2.1. Le facteur « roche-mère »

L'étude de la géologie du Katanga a fait l'objet de nombreux travaux. En ce qui concerne la lithologie des formations géologiques de surface, celles qui sont en relation directe avec la genèse des sols, les travaux les plus récents sont dus à l'ISRIC (Centre International d'Information de Référence sur les Sols), l'UNEP (Programme des Nations Unies pour l'Environnement), l'ISSS (Société Internationale de la Science du Sol) et la FAO (Organisation des Nations Unies pour l'Agriculture et l'Alimentation) (Van Engelen et al., 2006) dans le cadre de la base de données SOTER (Soil and Terrain Digital Database). Les informations proviennent de la carte géologique de la République Démocratique du Congo (Lepersonne, 1974; Laghmouch et al., 2006). Au Katanga, les sols sont formés sur une diversité de classes de roches (Figure 1), notamment : les roches ignées, les roches métamorphiques et les roches sédimentaires dures (sédiments clastiques et roches carbonatées), ainsi que les différents matériaux non consolidés tels que les dépôts éoliens, les colluvions et les alluvions tant fluviales que lacustres (Van Engelen et al., 2006).

#### 2.1.1. Principales géostructures

Les formations géologiques du Katanga sont constituées d'un soubassement Protérozoïque et d'une couverture tabulaire Phanérozoïque. Le terme « soubassement » est utilisé dans la littérature géologique du Katanga pour désigner le Protérozoïque dans son ensemble (Ngoyi & Dejonghe, 1995). Celui-ci comprend quatre grands

ensembles qui sont : i) le Complexe Kapanga-Sandoa d'âge Archéen, ii) l'Ubendien et le Lukoshien d'âge Paléoprotérozoïque, iii) le Kibarien d'âge Mésoprotérozoïque et, iv) le Katanguien d'âge Néoprotérozoïque. La couverture tabulaire, quant à elle, comprend trois séries : i) la série de Karoo d'âge Paléozoïque (Permo-carbonifère), représentée par la série de la Lukuga, ii) la série de Kalahari d'âge Cénozoïque et, iii) des alluvions récentes et les terres de recouvrement d'âge Quaternaire. La carte géologique du Katanga est présentée à la figure 1. Des quatre grands ensembles du soubassement Protérozoïque, le Katanguien d'âge Néoprotérozoïque a fait l'objet de très nombreuses études (François, 1973 ; François, 1987 ; François, 1995 ; Kampunzu & Cailteux, 1999 ; Batumike et al., 2007 ; Cailteux et al., 2007) au regard de son intérêt économique lié aux activités d'exploitation minière sur l'arc Lufilien. Le tableau 1 en présente l'échelle chronostratigraphique.



**Figure 1.** Carte géologique du Katanga (extrait de la Carte Géologique de la République Démocratique du Congo, Laghmouch et al. (2006)).

**Tableau 1.** Chronostratigraphie du supergroupe du Katanguien au Katanga (modifiée de François, 1973; François, 1987; François, 1995; Kampunzu & Cailteux, 1999; Batumike et al., 2007; Cailteux et al., 2007).

Super groupe	Groupe	Sous groupe	Formation	Ancienne nomenclature (François, 1987)	Lithologie		
+/- 500 Ma	Kundelungu Ku (ancien Kundelungu supérieur)	Biano Ku3		Ks3	Arkoses, conglomérats, grès argileux		
			Ngule Ku2	Sampwe-Ku2.3	Ks2.2	Pélites dolomitiques, argilo-microgréseux	
				Kiubo-Ku2.2	Ks2.1.	Grès dolomitique, microgrès et pélites	
				Mongwe-Ku2.1	Ks1.3	Pélites dolomitiques, microgrès et grès	
		Gombela Ku1 (anciennement Likasi)	Lubudi-Ku1.4	Ks1.2.4	Alternance calcaire et lits sablo-carbonatés		
			Kanianga-Ku1.3	Ks1.2.2. et 1.2.3	Shales et microgrès carbonates		
		+/- 620 Ma	Nguba Ng (ancien Kundelungu inférieur)	Bunkeya Ng2	Lusele-Ku1.2	Ks1.2.1	Calcaire Rose
					Kyandamu-Ku1.1	Ks1.1	Petit Conglomérat tillite/diamictite
					Monwenzi-Ng2.2	Ki2	Grès dolomitiques, microgrès et pélites
					Katete-Ng2.1	Ki1.3	Grès dolomitiques alternant avec shales
Muombe Ng1	Kipushi-Ng1.4			Ki1.2.2	Dolomies et shales dolomitiques		
	Kakontwe-Ng1.3				Carbonates		
Kaponda-Ng1.2				Ki1.2.1	Shales carbonatés et microgrès; «Dolomie tigrée» à la base		
	Mwale-Ng1.1			Ki1.1	Grand conglomérat tillite/diamictite		
+/- 750 Ma	Roan R			Mwasha (ancien Mwasha supérieur) R4	Kanzadi-R4.3	Mwasha supérieur R4.2	Grès ou une alternance de schistes et siltites
					Kafubu-R4.2		Shales carbonates
Katanguien			Kamoya-R4.1		Shales dolomitiques, microgrès et grès avec inclusion des lits conglomératiques et des cherts dans des positions variables		
			Dipeta R3	Kansuki-R3.4	Mwasha inférieur R4.1	Dolomie avec des lits volcanistiques	
				Mofya-R3.3		Dolomie, dolomie arénique, microgrès dolomitiques	

**Tableau 1.** suite

Super groupe	Groupe	Sous groupe	Formation	Ancienne nomenclature (François, 1987)	Lithologie
			R3.2		Microgrès argilo-dolomitiques avec intercalation de grès feldspathiques ou de dolomies
			RGS-R3.1		Roches Gréso-Schisteuses (Microgrès argilo-dolomitiques)
		Mines R2	Kambove 2.3		Dolomies argilo-talqueuses laminaires et stromatolitiques
			Shales dolomitiques-R2.2		Shales dolomitiques avec 3 horizons carbonés
			Kamoto-R2.1		Dolomies stromatolitiques (RSC), dolomies silicifiées et arénitiques (RSF/D.strat.) et Microgrès argilo-dolomitique grise (RAT grise)
		RAT R1			Microgrès argilo-dolomitique rouge et des grès (Roches Argilo-Talqueuses)
		La base de la RAT n'est pas bien connue			
		< 900 Ma			Conglomérat de base

### 2.1.2. Lithologie des formations superficielles

La carte lithologique du Katanga est présentée à la figure 2. Les roches sédimentaires (Katanguien et Karroo) couvrent la plus grande partie du Katanga, principalement dans la partie centrale et sud-est de la province (Katangien). Les roches du Karroo s'observent dans la partie nord, en bordure de la Cuvette Centrale. Il s'agit de schistes, roches calcaires et dolomitiques, grès et arkoses du Katanguien, des grès, des argillites et schistes du Karroo. Les calcaires se situent surtout dans la partie sud-est du Katanga. Les dépôts meubles du type Kalahari occupent de très vastes étendues au nord de Dilolo et dans la région de Kamina, ainsi que les hauts plateaux des Kundelungu, de Bianco et de la Manika. Des alluvions et dépôts fluvio-lacustres couvrent également des grandes superficies, notamment dans les plaines des grandes vallées alluviales : les plaines de la Lufira, la dépression de Kamalondo et la vallée de la Luapula, ainsi que la partie du bassin du fleuve qui s'étend sur le polygone Kabongo-Manono-Nyunzu-Kongolo.

Les roches ignées (Kibarien, Ubédien) comprennent une grande variété de roches acides, intermédiaires et basiques. Il s'agit entre autres de granites accompagnés de nombreuses pegmatites et veines de quartz, ainsi que d'intrusions de syénites, diorites, dolérites, rhyolites, etc. et des roches métamorphiques (gneiss, migmatites, quartzites,

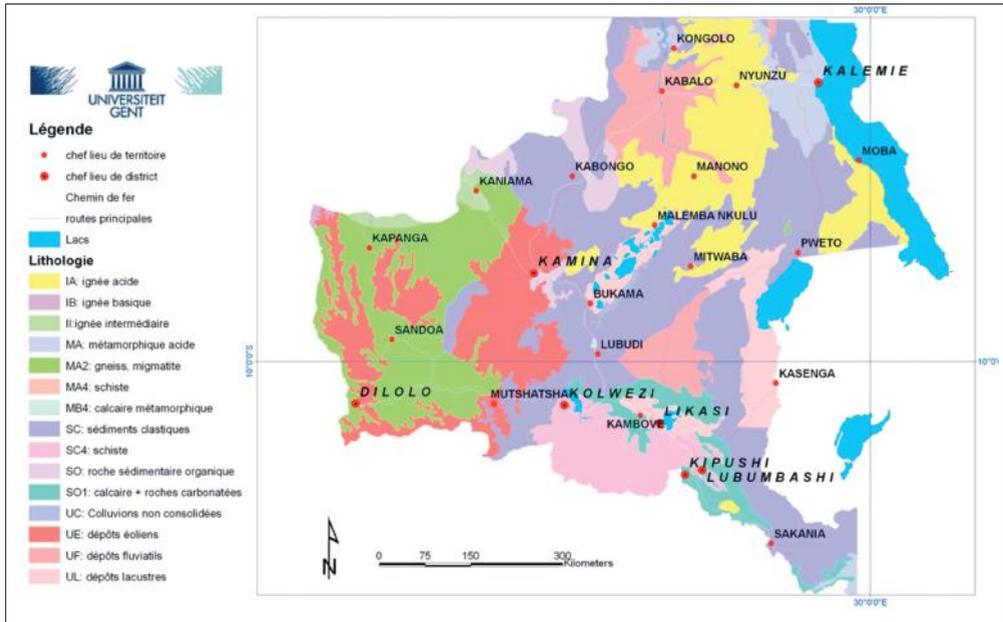


Figure 2. Lithologie du Katanga (Van Engelen et al., 2006).

marbres). Les roches ignées couvrent des grandes superficies dans la partie centrale et nord-est du Katanga. Les roches métamorphiques, principalement des gneiss et migmatites, dominent le soubassement de la partie ouest du Katanga.

## 2.2. Géomorphologie

Les divers aspects morphologiques des terrains observés actuellement sont une résultante des processus anciens et actuels qui ont affecté le territoire. Le Katanga a participé à l'évolution qu'a connue le continent africain depuis la fin de l'ère primaire jusqu'à nos jours. On y retrouve, d'une part, les anciennes formes pénéplanées et les tronçons des rivières à profil parfaitement régularisé, liés à l'évolution d'anciens cycles d'érosion et, d'autre part, l'empreinte bien apparente des rajeunissements subis plus récemment par le relief et l'hydrographie. De manière plus sommaire, on peut dire que le paysage Katangais a parcouru une succession de phases : une pénéplanation ancienne, une pénéplanation seconde et la phase du cycle d'érosion actuel (Robert, 1956; Mbenza, 1983).

### 2.2.1. Pénéplanation ancienne

La pénéplanation ancienne s'est déroulée depuis le Jurassique jusqu'au Miocène (mi-Tertiaire). Dans le paysage katangais, son impact est décelable à divers endroits. Dans la région occidentale, elle forme une zone constituée par les bassins de la Lubudi, de la haute Lovoi et du Haut-Lomami. À l'est de cette zone, elle est encore assez épanouie, mais on ne la reconnaît guère au sommet des monts Hackanson déchiquetés

par l'érosion des rivières liées à la dépression de Kamalondo. Au sud-est katangais, en partant de la région voisine de la tête du fleuve Zambèze, si on s'avance vers l'est en suivant la frontière avec la Zambie, qui est aussi la ligne de partage entre le bassin du fleuve Congo et celui du Zambèze, on voit un plateau remarquablement plan s'étaler d'une manière continue, tout en s'étendant largement, d'une part dans le territoire zambien et, d'autre part, au Katanga (Robert, 1956; Soyer, 1978; Alexandre & Icart, 1980; Alexandre, 2002).

Au nord, la surface interrompue de l'ancienne pénéplaine se prolonge régulièrement par la surface remarquablement aplanie qui couronne largement le plateau de la Manika-Biano. Passée la cluse de la Lufira, elle se prolonge plus loin encore, pour s'épanouir au sommet des Kibaras. On la retrouve plus à l'est, bien développée sur une longueur de 200 km et une largeur moyenne de 20 à 30 km, à la tête du plateau de Kundelungu. La surface de ces plateaux est remarquablement plane et la pénéplaine s'y déroule à une altitude sensiblement supérieure à celle que l'on note au sud. L'altitude moyenne des surfaces pénéplanées dépasse en général 1 600 m et peut atteindre des cotes voisines de 1 800 m. Dans les régions katangaises les plus septentrionales apparaissent des massifs tabulaires, parfois isolés, et aussi d'importantes bandes à pourtour déchiqueté par l'érosion actuelle, mais dont la surface aplanie se développe largement à une altitude supérieure à 1 500 m. Certains massifs, notamment dans le Marungu, s'élèvent même au-dessus de la cote de 2 000 m. Ces hauts plateaux mènent ainsi jusqu'au voisinage du littoral occidental du lac Tanganyika (Robert, 1956; Soyer, 1978; Alexandre & Icart, 1980; Mbenza, 1983; Alexandre, 2002; Haddon & McCarthy, 2005).

### 2.2.2. *Seconde pénéplanation*

À la phase de la pénéplanation ancienne a succédé celle des gondolements de la mi-Tertiaire et l'introduction d'un nouveau cycle d'érosion. Ce cycle d'érosion qui est né de ces gondolements lors de la mi-Tertiaire s'est prolongé jusque vers la mi-Quaternaire. En fait, l'érosion réalisée par le système hydrographique liée à ce cycle n'a pas agi assez longtemps pour pouvoir sculpter une véritable pénéplaine; les formes de cette seconde pénéplaine n'étaient donc qu'une pénéplaine très imparfaite, partielle, qui était à peine esquissée lorsque l'introduction du cycle d'érosion actuel est venu interrompre son évolution (Robert, 1956; Alexandre, 2002; Haddon & McCarthy, 2005; Burke & Gunnell, 2008).

Le cycle d'érosion de la seconde pénéplanation est très important au point de vue hydrographique. Le réseau hydrographique actuel s'y est développé. Localement, ce réseau a été modifié par le tracé des cours d'eau nés lors de l'introduction du cycle d'érosion actuel (Robert, 1956).

### 2.2.3. *Le cycle d'érosion actuel*

Les mouvements tectoniques qui ont provoqué des surélévations et des affaissements relatifs et qui ont amené la fin de la seconde pénéplanation au Katanga, ainsi que la naissance du cycle d'érosion actuel, font partie des vastes mouvements qui ont affecté

profondément la face du continent africain à une époque récente. Robert (1956), évaluant la durée que l'érosion a dû exiger pour creuser les encoches dessinées par les rivières développées sur le pourtour du plateau de Kundelungu, depuis l'introduction du cycle d'érosion actuel, est arrivé à un chiffre approximatif de 500 000 années, ce qui fixerait l'introduction de ce cycle au Katanga vers la mi-Quaternaire. Dans d'autres régions d'Afrique Centrale et Orientale, de nombreux essais ont été tentés pour déterminer la date de l'introduction du cycle d'érosion actuel. Les auteurs qui ont étudié la région des grabens de l'Afrique Centrale et de l'Afrique Orientale sont unanimes pour considérer que l'activité tectonique la plus intense dans l'histoire de leur formation, qui a cependant été longue, s'est manifestée vers le milieu du Pléistocène. D'après Wayland (1920, cité par Robert, 1956), les grands mouvements du « Rift » se sont produits au milieu du Pléistocène et c'est leur formation qui a provoqué le renversement du cours des rivières en Uganda. Holmes (1950, cité par Robert, 1956) estime qu'à l'ouest de l'Uganda, les mouvements ayant engendré la '*Rift Valley*' ont débuté au Miocène et se sont bien marqués pendant la seconde moitié du Pléistocène. L'âge de la période d'activité tectonique la plus intense qui a donné naissance à la '*Rift Valley*' doit être situé vers la fin du Pléistocène moyen. Cette estimation est appuyée par des données paléontologiques et morphologiques (Holmes, 1950).

#### 2.2.4. Allure générale du relief katangais

La topographie du Katanga est caractérisée par l'existence de vallées d'importance variable formant des plaines alluviales encastrées entre des hauts plateaux, notamment : le Kundelungu, le Bianco, le Marungu, etc. La figure 3 présente le modèle numérique de terrain de la province du Katanga (SRTM: *Shuttle Radar Topography Mission*) d'une résolution de 90 m. Le sud, le sud-est et l'est katangais appartiennent à la région des hauts plateaux aplanis qui a dû se relever considérablement après pénélplanation. Le nord-ouest du Katanga en est l'extension déprimée qui pend régulièrement vers le flanc sud-est de la cuvette congolaise. La surface de ce flanc est pénéplanée également. Les courbes de niveau de 1 000, 1 200 et 1 400 m sont les plus caractéristiques. La courbe de 1 400 m et les courbes supérieures appartiennent au plateau, tandis que la courbe de 1 200 m pourrait être considérée comme formant sa limite conventionnelle. Quant à la courbe de 1 000 m, elle montre plutôt comment la bordure du plateau se développe pour former les flancs de la cuvette. La courbe de 1 200 m peut, en somme, être considérée comme une limite de premier ordre qui permet de diviser le Katanga en deux régions distinctes, le Katanga des hauts plateaux qui se déroule au sud, au sud-est et à l'est du territoire, et le Katanga des flancs de la cuvette qui se développe au nord-ouest.

Les tracés du Lualaba et du Lomami montrent que la région nord-ouest du Katanga n'est pas un prolongement direct de la cuvette congolaise. Elle est plutôt en dépendance d'un bassin allongé du nord au sud, qui serait localisé dans la région de Kisangani. Ce bassin serait devenu une annexe de la grande cuvette lorsque celle-ci s'est formée lors des gondolements de la mi-Tertiaire. Au même titre que les hauts plateaux du sud-est et de l'est du Katanga, le sillon dessiné par la vallée orientale sud-nord du Lualaba est un caractère de première importance dans la morphologie katangaise. Toute la zone orientale et sud-orientale du Katanga est commandée par ce sillon vers lequel pendent

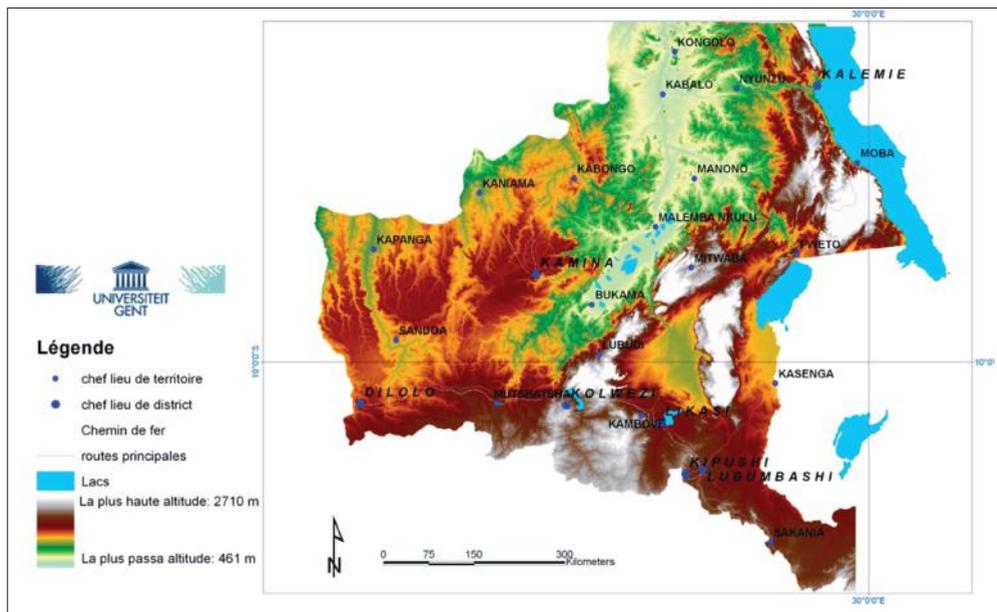


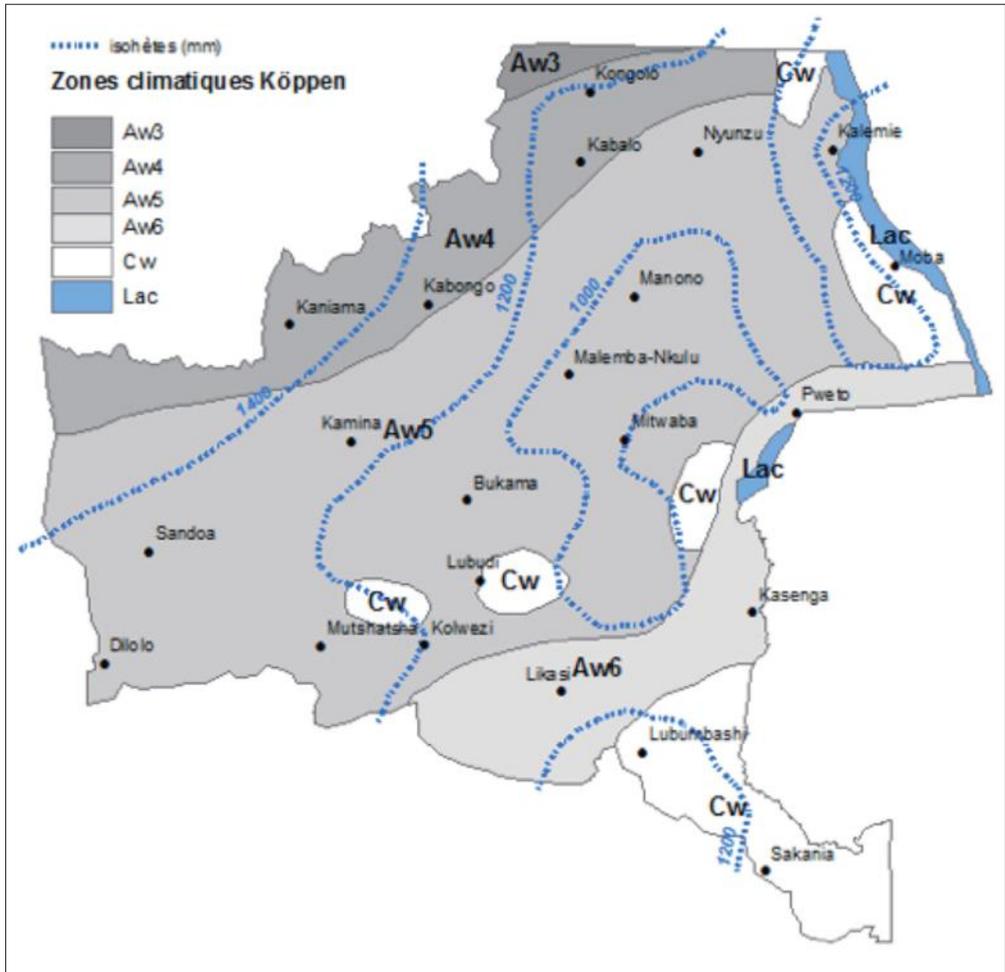
Figure 3. Relief du Katanga (SRTM).

les reliefs et vers lequel coulent aussi toutes les rivières qui y trouvent leur niveau de base. Quoique le rôle du sillon du Lualaba soit moins apparent dans la région occidentale, il n'en reste pas moins important, tout en étant quelque peu troublé par la présence de la vallée du Lomami. Il y a donc lieu de conclure que le cours sud-nord du Lualaba, de même d'ailleurs que celui du Lomami, est ancien et que tous deux datent d'une époque qui a précédé le moment mi-Tertiaire où la cuvette congolaise s'est dessinée, mais où il existait déjà une dépression dans le bassin de Kisangani.

### 2.3. Climat

Les types climatiques du Katanga appartiennent au groupe des climats chauds qui ne sont pas limités aux tropiques, mais à la zone des hautes pressions proche du 30° parallèle. L'argument fondamental de la classification des climats du Katanga doit être la durée des saisons humides et sèches, les variations, faibles d'ailleurs, de la température étant elles-mêmes influencées par celles de l'humidité. Les travaux de Bultot (1950) et Bultot (1954, cité par Robert, 1956) sur la classification climatique du Katanga ont plutôt été fondés sur les critères de la classification de Köppen. Ainsi, deux zones climatiques de premier ordre sont distinguées au Katanga : Aw et Cw (Figure 4). La zone Aw est caractérisée par la température diurne du mois le plus froid qui est supérieure à 18 °C; la pluviométrie du mois le plus sec descend en dessous de 60 mm. Les caractéristiques de la zone Cw sont : la température moyenne diurne du mois le plus froid descend en dessous de 18 °C, mais reste supérieure à -3 °C. En appliquant les critères de Köppen au Katanga, Bultot (1954) a pu subdiviser la zone Aw, selon la longueur de la saison sèche, en différentes sous-zones climatiques

ci-après et leurs transitions : Aw3, Aw4, Aw5 et Aw6 (Bernard, 1950; Ruwet et al., 1985; Malaise, 1997). La pluviométrie, l'évaporation potentielle et la température (moyennes mensuelles) de quelques stations climatiques situées à différentes latitudes et altitudes dans la province du Katanga sont présentées dans les tableaux 2 à 5 (Driessen et al., 2001). Les isohyètes sont indiquées sur la figure 4.



**Figure 4.** Carte des régions climatiques de Köppen au Katanga (adaptée de Bultot, 1950 et 1954).

**Tableau 2.** Données climatiques de quelques stations au Katanga.

Paramètre	Stations				
	Kongolo	Kaniama	Manono	Kolwezi	Lubumbashi
Altitude (m)	561	949	633	1 526	1 187
Jours de pluie	194	216	162	16	149
Pluie (mm)	1 220	1 560	1 138	1 122	1 285
Saison sèche					
Début	01/05	30/04	13/04	10/04	03/04
Fin	17/10	24/09	30/10	30/10	03/11
Jours	129	117	167	172	197
Température (°C)					
moyenne minimale	19,0	17,2	19,3	13,7	11,6
moyenne maximale	31,5	29,3	32,3	26,6	28,1
Moyenne	24,2	22,4	25,0	19,4	20,1
Insolation moyenne (%)	53	53	60	57	62
Radiation (W/m <sup>2</sup> )	439	436	461	442	462
Évapotranspiration (mm)	1 395	1 397	1 632	1 347	1 262
Pluie/évapotranspiration	0,9	1,1	0,7	0,8	1,0
Mois déficitaires	6	5	7	7	7
Classe Köppen	Aw3-4	Aw4-5	Aw5	Cw	Cw
Régime d'humidité du sol*	Ustique**	Ustique**	Ustique**	Ustique**	Ustique**

\* Sols bien drainés.

\*\* Régime d'humidité du sol lorsque la section de contrôle est sèche en totalité ou en partie pendant au moins 90 jours cumulés par an (Soil Survey Staff, 2014).

### 2.3.1. Température

La position géographique du Katanga lui donne des températures moyennes moins élevées que celles qui règnent dans les zones équatoriales (Vandenplas, 1947). Dans cette province, la température est aussi sous une influence très dominante de la topographie. Les travaux de Vandenplas (1947) ont montré que le «gradient thermique vertical», c'est-à-dire la variation de la température de l'air suivant la verticale ascendante, est de l'ordre de 0,6 à 0,7 °C par 100 m d'élévation. En effet, dès qu'on dépasse la courbe de niveau de 1 200 m et qu'on atteint le Haut Katanga, la température moyenne annuelle est inférieure à 25 °C (Tableau 3). Lubumbashi, à l'altitude de 1 230 m, a une température moyenne annuelle de 20,1 °C. Aux altitudes dépassant 1 400 ou 1 500 m, la température moyenne annuelle est voisine de 20 °C ou moins. Quand on passe dans la zone où l'altitude est inférieure à 900 m, la température moyenne annuelle oscille le plus généralement autour de 20 °C. Une bande intermédiaire localisée entre les courbes de 900 et 1 000 m est caractérisée par une température moyenne annuelle de 23 °C.

**Tableau 3.** Température moyenne mensuelle (°C) de quelques stations climatiques au Katanga (FAO, 2001).

Station	Altitude (m)	Nombre d'années	Température moyenne (°C)												
			Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Annuelle
Kalemie	818	12	22,9	23,3	23,3	23,1	22,9	21,5	21,0	22,4	23,7	24,3	23,2	22,8	22,9
Kamina-base	1 105	9	21,2	21,2	21,6	22,0	22,1	21,2	21,4	22,7	23,3	22,3	21,2	21,1	21,8
Kaniama	845	23	21,6	21,8	22,0	22,5	23,1	22,9	22,8	23,4	23,1	22,3	21,7	21,6	22,4
Kasenga	1 000	-	23,0	23,1	23,1	22,9	21,1	18,9	18,5	20,7	23,6	25,0	24,0	23,0	22,2
Kolwezi	1 526	8	19,1	19,1	19,6	19,8	18,9	17,7	17,6	19,6	21,3	21,0	19,8	19,2	19,4
Kongolo	561	9	24,1	24,1	24,4	24,3	24,5	23,7	23,6	25,1	25,1	24,3	23,6	23,8	24,2
Lubumbashi-Luano	1 298	20	20,7	20,4	20,7	20,8	18,9	16,9	17,7	18,9	22,0	23,1	21,6	20,4	20,2
Manono	633	18	23,7	24,2	24,7	24,8	25,5	24,6	25,3	26,4	26,0	25,0	24,2	23,6	24,8

**Tableau 4.** Pluviométrie moyenne mensuelle (mm) de quelques stations climatiques au Katanga (FAO, 2001).

Station	Altitude (m)	Nombre d'années	Pluviométrie (mm)												
			Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Annuelle
Kalemie	818	12	118	78	130	210	88	8	1	7	48	49	140	184	1 061
Kamina-base	1 105	30	239	215	213	132	11	1	0	10	47	116	189	273	1 446
Kaniama	845	33	199	160	227	162	36	8	4	30	98	153	237	246	1 560
Kolwezi	1 526	58	189	174	220	86	7	1	0	2	22	83	201	205	1 190
Kongolo	561	26	152	113	167	124	37	4	5	16	89	148	181	193	1 229
Lubumbashi-Luano	1 298	30	239	267	185	46	4	2	0	0	7	62	154	278	1 244
Manono	633	43	184	162	213	120	16	2	0	9	51	95	172	186	1 210
Sandoa	921	29	189	196	216	115	9	1	0	7	47	119	177	243	1 319

**Tableau 5.** Évapotranspiration potentielle (ETP) moyenne mensuelle (mm) de quelques stations climatiques au Katanga (FAO, 2001).

Station	Altitude (m)	ETP (mm) (Penman Monteith, 1992)												
		Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Annuelle
Kalemie	818	114,7	112,0	124,0	114,0	120,9	120,0	133,3	139,5	144,0	148,8	120,0	11,6	1 402,8
Kamina-base	1 105	108,5	98,0	111,6	117,0	136,4	141,0	155,0	155,0	138,0	133,3	114,0	108,5	1 516,3
Kaniama	845	111,6	103,6	114,7	117,0	136,4	141,0	145,7	139,5	126,0	130,2	114,0	111,6	1 491,3
Kolwezi	1 526	105,4	95,2	108,5	114,0	120,9	114,0	127,1	145,7	156,0	155,0	123,0	105,4	1 470,2
Kongolo	561	114,7	112,0	124,0	123,0	130,2	129,0	130,2	133,3	132,0	127,1	117,0	111,6	1 484,1
Lubumbashi-Luano	1 298	111,6	98,0	117,8	120,0	120,9	111,0	120,9	145,7	168,0	179,8	138,0	114,7	1 546,4
Manono	633	127,1	117,6	130,2	138,0	155,0	153,0	173,6	176,7	159,0	155,0	126,0	120,9	1 732,1

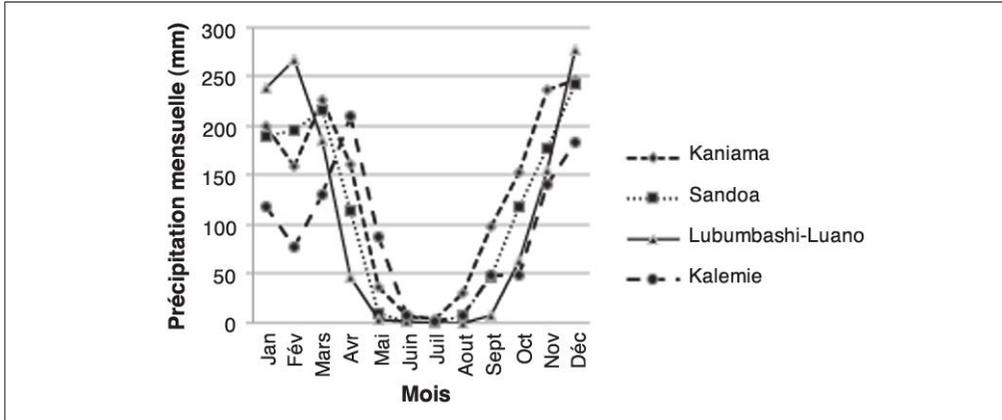
Dans le Haut-Katanga, le maximum de température mensuelle se produit au début de la saison des pluies, soit en septembre et octobre, au moment où le soleil s'élève au zénith, l'atmosphère étant nettoyée par les premières pluies et la nébulosité étant toujours plus faible. Les températures maxima moyennes diurnes se dessinent en septembre et octobre et avoisinent 33 °C, alors que les températures minima diurnes sont généralement observées en juillet, soit 5,8 °C en juillet à Lubumbashi (FAO, 2005).

Au Katanga, la variation moyenne annuelle est de 6 à 8 °C dans le Haut-Katanga. Elle est généralement voisine de 7,5 °C. La variation diurne est plutôt de forte amplitude au Katanga, quoique variant assez bien d'une région à l'autre. L'amplitude moyenne oscille entre 12 et 16 °C, soit de 15 à 22 °C en saison sèche, le plus souvent en juillet, et d'environ 10 à 11 °C en saison des pluies, en décembre-janvier, la nébulosité étant prononcée.

La température de la couche superficielle du sol subit une oscillation qui peut se manifester jusqu'à une profondeur de 0,80 m au Katanga. La différence de température entre la couche superficielle et le terrain situé à quelque 0,50 ou 1 m de profondeur ne dépasse généralement pas 2 à 3 °C en saison sèche. La différence de température entre la couche superficielle et la couche plus profonde est négative vers 8 h du matin; après l'action du rayonnement, elle tend ensuite à devenir positive pour atteindre le maximum positif vers 13 h. Le régime de température du sol au Katanga peut être classé comme «isohyperthermique», la température moyenne annuelle du sol étant supérieure à 22 °C (Van Wambeke, 1995; Soil Survey Staff, 2014).

### 2.3.2. Pluviométrie

La pluviosité moyenne annuelle varie entre 1 000 et 1 600 mm (Tableau 4, Figure 5), les



**Figure 5.** Distribution de la pluviométrie pour quatre stations climatiques au Katanga.

valeurs les plus élevées se situent dans la partie nord de la province. Les bandes tracées d'après l'intensité de la pluviosité et des durées de saisons sèches sont nettement orientées du sud-ouest au nord-est (Figure 4). Dans la partie nord du Katanga, la saison sèche dure 3 mois, tandis qu'elle dure 6 mois à 7 mois dans l'extrême sud.

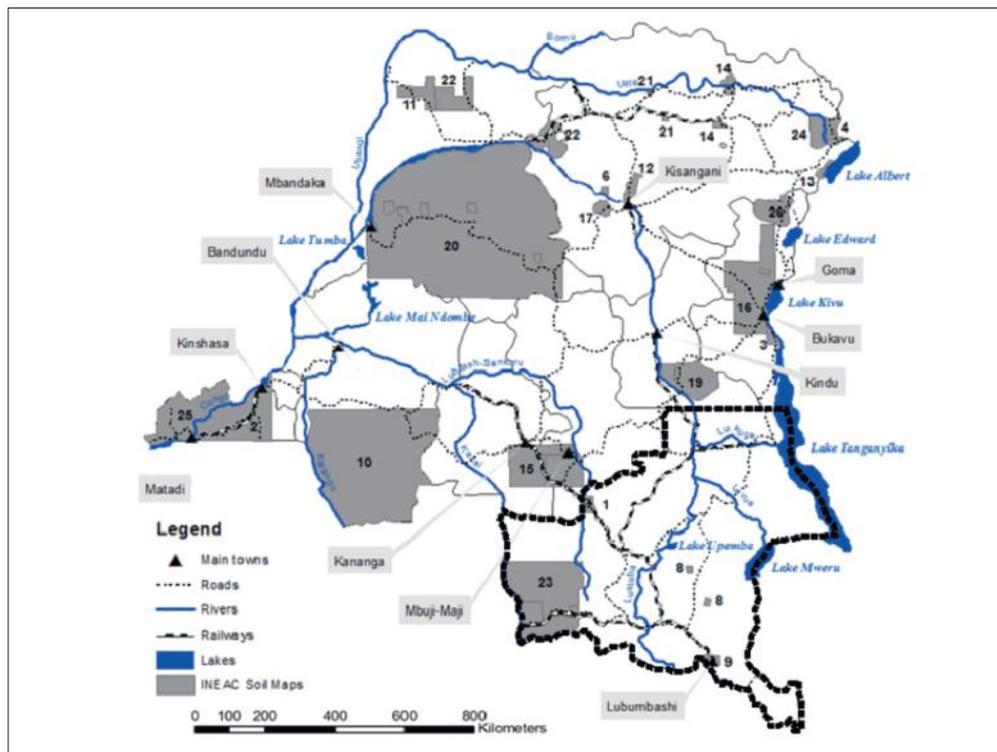
La distribution de la pluviométrie est bimodale avec 2 maxima, respectivement en mars-avril et en novembre-décembre. La précipitation la plus élevée s'observe vers la fin de l'année, les mois les plus secs étant juin et juillet.

Tenant compte de la longue saison sèche au Katanga, le sous-sol entre 30 et 60 cm de profondeur est entièrement ou partiellement sec pendant 90 jours cumulés ou plus. Le régime d'humidité du sol (Soil Survey Staff, 2014) est donc Ustique (c'est-à-dire, la section de contrôle de l'humidité du sol est sèche en totalité ou en partie pendant 90 jours cumulatifs ou plus) dans la plus grande partie du Katanga. Dans les sols hydromorphes des plaines alluviales s'observe un régime d'humidité Aquique (c'est-à-dire lorsque la pluviosité mensuelle est élevée mais n'est pas toujours supérieure à l'évapotranspiration potentielle). Ce régime implique les conditions de réduction parce que le sol est saturé par une nappe aquifère ou par l'eau de la frange capillaire (Van Wambeke, 1995).

### 3. Sols

#### 3.1. Apports de la cartographie des sols de l'INEAC

Les sols du Katanga sont très diversifiés par leur nature, comme l'indique la carte des sols élaborée par l'ISRIC (Van Engelen et al., 2006) au 1:2 000 000 dans le cadre de la base des données SOTER (Figure 6). Cette carte a été établie sur base des données pédologiques existantes qui remontent principalement des travaux de l'époque coloniale (INEAC), comme l'illustre la figure 7. Les cartes pédologiques réalisées au Katanga sont énumérées dans le tableau 6.

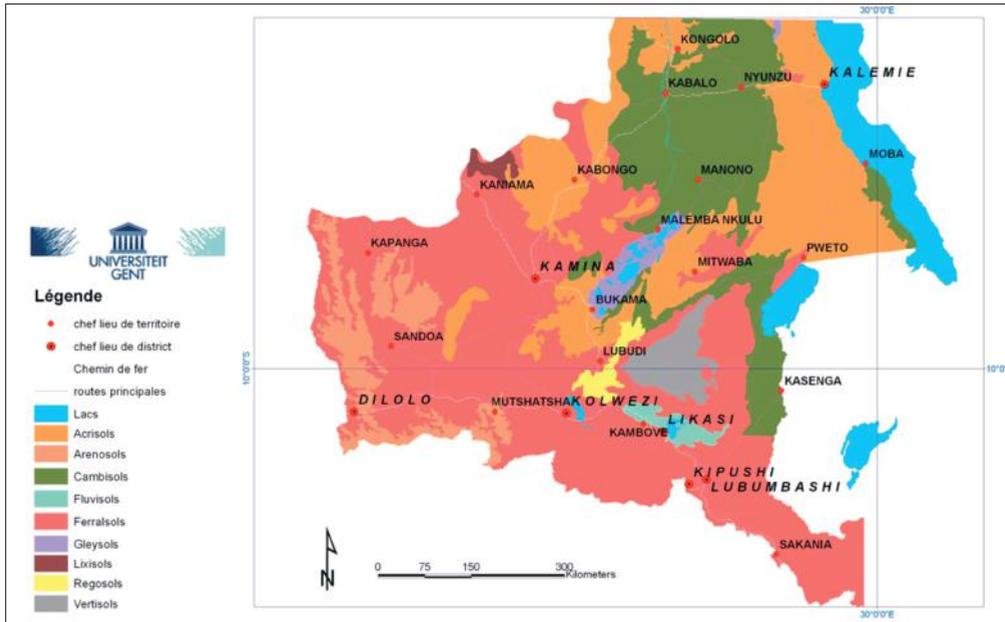


**Figure 6.** Cartes pédologiques établies par INEAC.

Les sols indiqués sur les cartes pédologiques anciennes (Tableau 6) ont été classés selon le système de classification INEAC, les principes de cette classification sont décrits dans Ngongo et al. (2009), les profils types et données physico-chimiques dans Baert et al. (2009).

### 3.2. Types de sols dominants au Katanga

La carte des sols de Van Engelen et al. (2006) (Figure 6) montre la dominance de groupes des sols de référence suivants : Ferralsols, Acrisols, Lixisols, Arénosols, Régosols, Cambisols, Vertisols, Fluvisols et Gléysols, selon le système de classification des sols WRB (IUSS Working Group WRB, 2006).



**Figure 7.** Carte des sols (WRB: IUSS Working Group WRB. 2006) du Katanga (Van Engelen et al., 2006).

**Tableau 6.** Références de quelques cartes pédologiques du Katanga.

INEAC			
Planchette	Région	Échelle	Référence
1	Kaniama	1:100 000	Focan & Mullenders, 1955
8	Vallée de la Lufira	1:50 000	Van Wambeke & Van Oosten, 1956
9	Lubumbashi	1:50 000	Sys & Schmitz, 1959
23	Zone de la Haute Lulua	1:1 000 000, 1:200 000	Gilson & François, 1969
	Congo	1:50 000	
		1:5 000 000	Sys, 1960
Autres			
FULREAC	Lufira	1:50 000	Bourguignon et al., 1960
UGent	Kaniama-Kasese	1:50 000	Embrechts, 1975

### 3.2.1. Les groupes de référence des Ferralsols, Lixisols, Acrisols et Arenosols

Les groupes de référence des Ferralsols, Lixisols, Acrisols et Arenosols correspondent à la classe des Kaolisols décrite par Sys (1960) dans la classification de l'INEAC. Les Kaolisols sont des sols fortement altérés dans un matériau généralement à dominance de kaolinite. La majeure partie des sols du Katanga sont regroupés dans cette classe. La distinction se fait sur base du degré d'altération (indiqué par la composition minéralogique et la texture, par exemple, Arénoferrals : sols très altérés à texture sableuse).

Les groupes de référence des Acrisols et Lixisols (WRB) rencontrés au Katanga correspondent aux Ferrisols du système de classification de l'INEAC. Les Ferrisols sont définis comme des sols minéraux à profil A-C ou A-B-C, présentant un degré de saturation du complexe adsorbant inférieur à 50 % dans les horizons B et C (Sys, 1960). Le matériau originel se caractérise par la présence de minéraux argileux, parmi lesquels la kaolinite et les oxydes libres dominent; la gibbsite est parfois présente en faibles quantités. Ils apparaissent davantage autour des affleurements rocheux et sur les incisions récentes des plateaux du système de drainage.

Les Ferralsols sont des sols très altérés présentant une réserve en minéraux altérables nulle ou très faible. La fraction argileuse essentiellement kaolinitique est mélangée à d'importantes quantités d'oxydes libres; la présence de gibbsite est fréquente mais pas générale. Ils sont définis dans la classification de l'INEAC (Sys, 1960) comme des sols minéraux, avec plus de 20 % d'argile, à profil A-B-C, sans B textural. C'est dans cette classe que l'on retrouve le groupe de référence des Ferralsols (WRB) rencontrés au Katanga. Ils apparaissent dans un paysage pénéplané, sur un substrat rocheux diversifié. Au sein d'une entité lithologique bien définie, il est de règle générale que les sols les plus rouges se trouvent sur les sommets; la teinte devient de plus en plus claire à mesure que l'on descend sur les flancs, pour virer vers le jaune clair au bas des pentes. La texture du sol est en relation directe avec la nature lithologique de la roche. Les sols les plus lourds s'observent sur roches basiques, schistes et argilites, les sols les plus légers sur roches siliceuses (grès, granite, gneiss) (Sys, 1960). Le matériau meuble repose à une profondeur variable (20-300 cm) sur une nappe de gravat constituée en majeure partie par des concrétions ferrugineuses. Partout on retrouve cette unité cartographique des vestiges d'anciennes surfaces pénéplanées, recouvertes de carapaces ferralitiques.

Le groupe de référence des Arénosols (WRB) correspond indéniablement aux Arénoferrals de la classification de l'INEAC, sols fortement altérés développés dans un matériau ferralitique avec moins de 20 % d'argile sur plus d'un mètre de profondeur. La réserve en minéraux altérables est nulle ou très faible. La fraction argileuse essentiellement kaolinitique est constituée d'importantes quantités d'oxydes libres, la gibbsite peut être présente ou absente. Les Arénoferrals se sont développés principalement dans les sables des plateaux du type Kalahari, dans la partie occidentale du Katanga et aux plateaux de Kundelungu. Les Arénoferrals se sont formés aussi à partir de certaines roches siliceuses : grès du Kundelungu supérieur et grès du système des Kibaras (Sys, 1960).

### 3.2.2. *Les groupes de référence des Cambisols, Régosols, Vertisols, Gléysols et Fluvisols*

Ces différents groupes de sols de référence (WRB), avec leurs différences spécifiques, s'intègrent, à quelques difficultés près, dans les différentes classes de sols faiblement altérés : Sols Minéraux Bruts, Sols Tropicaux Récents, et Terres Noires Tropicales de la classification de l'INEAC.

Les Sols Minéraux Bruts (Régosols en WRB) ont été définis comme des sols minéraux sans aucun développement de profil. Au Katanga, ces sols apparaissent comme des affleurements rocheux; on les retrouve localement dans l'ensemble de la zone où le soubassement géologique est constitué aussi bien par les formations du Système de

Kundelungu et du Système Schisto-Dolomitique, que par le complexe des Kibaras et les formations cristallophylliennes.

Les Sols Tropicaux Récents sont des sols minéraux à profil A-C, à A1 non mélanique, avec ou sans horizon à carbonates, gypse ou sels; développés dans un matériau peu altéré dont la fraction argileuse est constituée en majeure partie par des argiles non kaolinitiques du type 2/1 (Sys, 1960). Les Sols Récents Tropicaux sur alluvions couvrent d'importantes étendues qui ont été cartographiées dans certaines vallées au Katanga : plaine de l'Upemba, moyenne Lufira, plaine du lac Moero (Sys, 1960). Tous sont formés sur alluvions et la majeure partie de ces sols sont hydromorphes (Gléysols en WRB). Les Sols Tropicaux Récents sans hydromorphie correspondent en grande partie au groupe de référence des Fluvisols du WRB.

Les Terres Noires Tropicales sont des sols minéraux à profil A-C, A-D, A-B-C, à A1 mélanique; développés dans un matériau originel peu ou moyennement altéré. La fraction argileuse, constituée en majeure partie par des argiles du type 2/1, présente une teneur en kaolinite et oxydes libres inférieure à 50% et ne contient pas d'allopmane. Au Katanga, d'importantes étendues de Terres Noires Tropicales apparaissent dans des vallées alluviales. Dans la vallée de la Lufira, on retrouve cette unité sur alluvions lacustres. Les Terres Noires Tropicales à hydromorphie sont observées dans les marais permanents sur alluvions de texture sablo-argileuse et argilo-sableuse. Le grand groupe le plus fréquemment observé parmi les Terres Noires Tropicales à hydromorphie correspond aux Gléysols (WRB). D'autre part, les Argiles Noires Tropicales sont développées dans un matériau à dominance d'argiles à réseau expansif du type 2/1. Des carbonates libres sont généralement présents et parfois associés à du gypse; certains profils présentent un horizon salin, d'autres sont associés à un micro-relief gilgai. Ces sols appartiennent au groupe de référence des Vertisols en WRB.

### 3.3. Potentialités et usages des sols

#### 3.3.1. *Potentialités et utilisations des sols fortement altérés*

##### **Groupe des Ferralsols**

Les Ferralsols sont très dominants sur l'ensemble de la moitié méridionale de la province du Katanga. Ces sols couvrent essentiellement les territoires de Sakania, Kipushi, Kambove, Kolwezi, Lubudi, Mutchacha, Dilolo, Sandoa, Kapanga, Kaniama et Kamina, et apparaissent sur des étendues considérables dans les territoires de Kasenga, Pweto, Mitwaba et Kabongo. Leur principal atout pour l'agriculture concerne les propriétés physiques (Ngongo et al., 2009) : leur grande profondeur, la bonne perméabilité et leur microstructure stable les rendent moins sensibles à l'érosion que la plupart d'autres sols tropicaux fortement altérés. Selon El-Swaify (1980, cité par Ngongo et al., 2014), à l'état humide, ils sont friables et faciles à travailler. Ils sont bien drainés mais peuvent s'assécher par moment à cause de leur faible capacité de stockage de l'eau, ce qui peut constituer une limitation sérieuse (Ngongo et al., 2009). Leurs propriétés chimiques constituent la contrainte majeure pour une utilisation agricole :

- les minéraux altérables sont absents et la capacité de rétention des cations par la fraction minérale du sol est faible;

- il y a souvent blocage du phosphore par l'aluminium (Prasad & Power, 1997) suite aux conditions de forte acidité ;
- ils sont souvent pauvres en azote, potassium, éléments secondaires (calcium, magnésium, soufre) et en plusieurs oligoéléments (Ngongo et al., 2009).

Si le chaulage est un moyen d'élever le pH de la zone d'enracinement et combattre la toxicité aluminique, il abaisse, en revanche, la capacité d'échange anionique et pourrait conduire à la destruction des éléments de structure à la surface du sol. De fréquentes petites doses de chaux sont donc préférables à une application massive. Le maintien de la fertilité par la fumure, le mulch et/ou des périodes de jachère adéquates et la prévention de l'érosion des sols de surface sont des exigences importantes de gestion (Ngongo et al., 2009).

### ***Groupe des Acrisols***

Les Acrisols sont dominants dans le nord-est et le nord-ouest de l'ex-Katanga, plus précisément dans les territoires de Moba, Kalemie, Pweto, Mitwaba et Bukama d'une part, et ceux de Kongolo et Kabongo de l'autre. Quelques plages sont aussi visibles dans les territoires de Sandoa, Kamina et Kaniama. À l'instar des Ferralsols, ils sont chimiquement pauvres et partagent les mêmes restrictions liées à la toxicité de l'aluminium et au blocage du phosphore (Driessen et al., 2001 ; Ngongo et al., 2009). La plupart des Acrisols ont une faible microstructure et une macrostructure massive qui limite l'aération et induit une faible activité biologique impliquant, par conséquent, une très lente régénération naturelle après dégradation.

La gestion de la matière organique dans les couches de surface du sol est une importante condition préalable pour l'agriculture sur Acrisols. Selon Driessen et al. (2001), l'ouverture mécanique des forêts naturelles avec extraction de la masse racinaire conduit à des terres stériles, car les niveaux toxiques de l'aluminium peuvent tuer des plantules. Des systèmes de culture adaptés, complétés avec la fertilisation et une gestion prudente, sont nécessaires si une agriculture sédentaire doit être pratiquée sur les Acrisols. L'agriculture itinérante peut sembler primitive à première vue, mais elle constitue une forme bien adaptée d'utilisation des terres si les périodes d'occupation par les cultures sont courtes et suivies d'une phase de régénération suffisamment longue (Driessen et al., 2001). L'agriculture à faible niveau d'intrants n'est pas très gratifiante sur les Acrisols (Driessen et al., 2001), cependant, elle y prévaut de façon très dominante pour la subsistance des ménages ruraux. Des cultures peu exigeantes et celles qui tolèrent l'acidité du sol sont pratiquées avec un certain niveau de succès.

La fertilité intrinsèque des Ferralsols et des Acrisols non encore cultivés permet initialement l'exploitation extensive d'une large gamme de cultures vivrières et de rente, notamment le manioc, le maïs, le haricot, l'arachide, le palmier à huile, les agrumes, le cotonnier, le tabac, etc. Après deux à cinq ans d'exploitation continue, la teneur en éléments nutritifs baisse par épuisement et les agriculteurs sont obligés d'abandonner les parcelles cultivées pour ouvrir de nouveaux champs. Avec la pression démographique, s'ensuivent, entre autres, l'éloignement des champs par rapport à l'habitat et la déforestation du paysage.

### ***Groupe des Lixisols***

Les Lixisols dominent dans la région nord du territoire de Kaniama. Selon la FAO (2001), ces sols ont généralement une saturation en bases relativement plus élevée et une structure un peu plus stable que celle des Acrisols. Les propriétés de rétention d'eau des Lixisols sont légèrement meilleures que celles des Ferralsols ou des Acrisols pour la même teneur en argile et en matière organique (Driessen et al., 2001). À l'état humide, le travail mécanisé ou l'usage des machines exclusivement lourdes compactent le sol et provoquent une sérieuse détérioration de la structure. Les Lixisols chimiquement et/ou physiquement détériorés se régénèrent très lentement là où ils n'ont pas été activement restaurés (Driessen et al., 2001 ; Ngongo et al., 2009).

Des mesures de préparation du sol et de contrôle de l'érosion tels que le terrassement, le labour selon les courbes de niveau, le paillage et l'utilisation de cultures de couverture permettent de conserver le sol. Les faibles teneurs en éléments nutritifs et la faible capacité d'échange cationique font de l'utilisation récurrente d'engrais une des conditions préalables à la culture continue. Sur les terrains en pente, les cultures pérennes sont à préférer aux cultures annuelles. La culture de tubercules (manioc et patate douce) ou de fruits géocarpiques (arachide et *voandzou*) augmente le risque d'érosion. La rotation des cultures annuelles ou l'amélioration des pâturages sont plus recommandables pour maintenir ou améliorer la teneur en matière organique du sol.

### ***Groupe des Arénosols***

Ces sols sont dominants à l'ouest et au sud-ouest de l'ex-province du Katanga, principalement sur l'interfluve des rivières Kasai et Lulua, dans les territoires de Kapanga, Sandoa, et Dilolo, et sur la frontière sud avec l'Angola dans le territoire de Mutshatsha. On en retrouve aussi sous la dominance des Ferralsols dans le territoire de Kamina.

Les Arénosols rencontrés au Katanga sont profondément lessivés et décalcifiés, avec une faible capacité de stockage des cations échangeables basiques. Leurs horizons A sont peu profonds et contiennent peu ou presque pas de matières organiques décomposées (Driessen et al., 2001 ; Ngongo et al., 2009). La teneur en carbone organique des Arénosols bien drainés est normalement inférieure à 1% et 2 à 3% peut-être dans les 10 à 20 cm supérieurs du sol. La CEC est généralement faible (normalement inférieure à 4 cmol (+) par kg de sol), sauf dans la couche supérieure de 10 à 20 cm où elle peut atteindre des valeurs un peu plus élevées. Principalement « sans structure », ils ne sont ni collants ni plastiques lorsqu'ils sont mouillés, ou trop friables lorsqu'ils sont secs. Ces sols méritent plutôt qu'on les laisse sous leur végétation naturelle. Comme les éléments nutritifs sont essentiellement concentrés dans la biomasse et dans les 20 premiers centimètres du sol, l'enlèvement de la végétation entraîne inévitablement de mauvaises terres infertiles et sans valeur écologique ou économique. La pratique permanente de cultures annuelles sur les Arénosols exigerait des intrants de gestion qui soient économiquement justifiables (Driessen et al., 2001). Les plantes à racines et à tubercules y bénéficient de la facilité des travaux du sol et de récolte, notamment le manioc, avec sa tolérance aux bas niveaux de nutriments. L'arachide et le *voandzou* peuvent donner des bonnes récoltes sur les meilleurs Arénosols.

### 3.3.2. *Potentialités et utilisation des sols jeunes*

#### ***Groupe des Cambisols***

Les Cambisols sont dominants dans la vallée du fleuve Congo en aval de la dépression de Kamalondo, essentiellement dans les territoires de Malemba-Nkulu, Manono, Kabongo, Kabalo, Nyunzu et Kongolo, dans la vallée de la Luapula et le littoral du lac Moero au niveau du territoire de Kasenga, et sur le littoral du lac Tanganyika au sud de la cité de Moba. Quelques plages apparaissent de part et d'autre de la dépression de Kamalondo, respectivement au niveau des monts Hakanson à l'ouest et sur la zone accidentée des formations de Kibara à l'est.

Les Cambisols constituent généralement de bonnes terres agricoles. À quelques exceptions près, ils partagent le fait d'être formés dans des positions topographiques permettant un bon drainage superficiel de l'eau en excès. Ils sont caractérisés par une bonne stabilité structurale, une porosité élevée, une bonne capacité de rétention d'eau et un bon drainage interne, une réaction de sol neutre à faiblement acide, une fertilité chimique satisfaisante et une bonne activité biologique (Driessen et al., 2001 ; Ngongo et al., 2009). Des Cambisols plus acides, bien que moins fertiles, sont utilisés pour l'agriculture et comme pâturage ou comme terres forestières. Les Cambisols situés sur des pentes abruptes sont les mieux gardés sous forêt. Ceux ayant l'influence des eaux souterraines dans les plaines alluviales sont des sols rizicoles hautement productifs.

Au Katanga, les zones à dominance des Cambisols figurent parmi les principaux greniers historiques, c'est-à-dire les régions qui en constituaient les plus grands bassins de production agricole. C'est le cas de la partie du bassin du fleuve qui s'étend sur le polygone Kabongo-Manono-Nyunzu-Kongolo, dont la production agricole était, jadis, évacuée tant par la voie routière, par la voie ferrée que par la voie fluviale vers les grands centres de consommation au sud du Katanga.

#### ***Groupe des Fluvisols***

Les Fluvisols dominent dans les plaines alluviales des cours supérieur et moyen de la rivière Lufira. Cependant, de nombreuses plages de Fluvisols de faible importance sont disponibles de façon dominée le long de divers cours d'eau drainant le paysage katangais.

La plupart des Fluvisols ont des valeurs de pH neutres ou presque neutres qui ne compromettent pas la disponibilité des éléments nutritifs.

Beaucoup de cultures sont pratiquées sur des Fluvisols avec un contrôle artificiel de l'eau. Les rizières doivent être séchées pour au moins quelques semaines chaque année, afin d'éviter que le potentiel redox du sol ne devienne faible au point de poser des problèmes nutritionnels. Une période sèche stimule aussi l'activité microbienne et favorise la minéralisation de la matière organique.

Les Fluvisols des plaines de la Lufira sont essentiellement consacrés à la culture pluviale du maïs moyennant un certain degré de drainage du sol.

### 3.3.3. *Potentialités et utilisation des sols minéraux conditionnés par le matériau parental – Groupe des Vertisols*

Les Vertisols sont représentés de façon dominante dans les plaines moyennes de la Lufira, précisément dans l'aulacogène katangais. Cette zone s'étend du sud au nord à partir du piedmont méridional de l'Arc cuprifère katangais jusqu'au-delà de la région de Kyubo, entre les villages Kyalwe et Kasungeji, et d'est en ouest, du pied occidental des falaises du plateau de Kundelungu au pied oriental des formations du Kibara. Leur bonne fertilité chimique et leur position dans des vastes plaines où la mécanisation est envisageable sont des atouts majeurs pour l'agriculture. Pour ce qui est de la fertilité chimique, la plupart des Vertisols ont une grande capacité d'échange cationique (CEC) et un taux élevé de saturation en base (BS) (Driessen et al., 2001). La réaction du sol varie de faiblement acide à faiblement alcalin; la valeur du pH se situant dans une gamme de 6,0 à 8,0. Des valeurs de pH plus élevées (8,0-9,5) ont été mesurées sur Vertisols avec beaucoup de sodium échangeable. La CEC du sol (en  $\text{NH}_4\text{OAc}$  1 M à pH 7,0) est généralement comprise entre 30 et 80 cmol (+) par kg de sol sec tandis que celle de l'argile est de l'ordre de 50 à 100 cmol (+) par kg d'argile. Le taux de saturation en bases est supérieur à 50 et souvent proche de 100%, avec  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  occupant plus de 90% des sites d'échange; le rapport Ca/Mg est normalement entre 3 et 1 (Driessen et al., 2001; Ngongo et al., 2009). En revanche, leurs caractéristiques physiques posent de sérieux problèmes, notamment en ce qui concerne la gestion de l'eau. L'eau est absorbée au niveau de la surface des argiles et entre les couches du réseau cristallin. Les Vertisols ont donc une grande capacité de rétention de l'eau, cependant une grande partie de cette eau n'est pas disponible pour les plantes.

### 3.3.4. *Potentialités et utilisation des sols minéraux conditionnés par la topographie – Groupe des Gléysols*

Ce groupe des sols constitue le type dominant de la dépression de Kamalondo. Celle-ci s'étend de Bukama à Mulongo, sur une distance d'environ 250 km et une largeur moyenne de 40 km. Située à une altitude moyenne de 500 m, cette dépression est traversée par le fleuve qui y a développé une multitude des méandres et environ 50 lacs.

L'humectation et l'assèchement répétés peuvent provoquer la densification des sols suite à l'affaiblissement des liaisons inter-particulaires au cours de la saturation et de la contraction des particules du sol lors de la désaturation. Les Gléysols sont considérés comme des sols relativement plus fertiles en raison de leur texture fine, le faible taux de décomposition de la matière organique et l'afflux d'ions issus de hautes terres adjacentes. Ils ont plus de matière organique, une plus grande capacité d'échange cationique, un taux de saturation en bases plus élevé et également des teneurs en phosphore et en potassium plus élevées que les sols des hautes terres adjacentes (Driessen et al., 2001; FAO, 2001; Ngongo et al., 2009).

Le principal obstacle à l'utilisation des Gléysols se rapporte à l'installation d'un système de drainage, soit pour abaisser la nappe d'eau souterraine, soit pour intercepter l'eau d'infiltration ou de ruissellement de surface. Lorsqu'ils sont bien drainés, les Gléysols peuvent être utilisés pour diverses cultures, pour l'élevage laitier ou pour

l'horticulture. Dans la dépression de Kamalondo, ces terres sont très peu exploitées, notamment pour l'horticulture et la riziculture.

### ***Groupe des Régosols***

Les Régosols sont dominants sur le plateau de Bianco. Ils sont caractérisés par une grande perméabilité et une faible capacité de rétention en eau liées à leur texture essentiellement grossière. À l'instar des nombreux Régosols à travers le monde, ceux du plateau de Bianco servent au pâturage extensif en élevage du gros bétail.

## **4. Aperçu sur l'agriculture**

Outre une légère émergence observée dans la ceinture du cuivre, l'agriculture au Katanga revêt encore un caractère essentiellement rudimentaire marqué par la faiblesse des investissements, la faible disponibilité et la mauvaise qualité des intrants (semences, engrais, matériels agricoles), le faible niveau d'encadrement du secteur et la pollution (air, terre, eau) suite à l'activité minière dans la ceinture du cuivre, le transfert d'une bonne partie de la main-d'œuvre agricole permanente vers le secteur minier (artisanal ou industriel) qui réduit la capacité productive du secteur agricole, l'absence de financement agricole et le problème de l'accès au crédit pour les paysans et les petites et moyennes entreprises du secteur agricole.

Dans les zones rurales, l'évacuation des récoltes vers les grands marchés urbains pose problème. Le mauvais état des infrastructures de transport (chemin de fer, routes et voies fluviales) pèse considérablement sur les coûts de commercialisation des produits agricoles locaux. Les routes ne sont praticables que sur certains axes et dans les régions ayant bénéficié d'une réhabilitation des infrastructures routières. Compte tenu de l'état du réseau et du prix du carburant, le coût du transport routier est toujours élevé. Les transports fluviaux sont en plein développement mais les moyens restent insuffisants : l'état général de la flotte et les charges administratives ralentissent considérablement les rotations. La pression fiscale, formelle ou informelle, représente une autre contrainte majeure au développement des échanges. Le système fiscal et parafiscal est particulièrement complexe, car il se caractérise par une superposition de règlements et de textes conduisant à une multiplicité des impôts et à des possibilités d'interprétations divergentes et contradictoires des dispositions légales, se traduisant notamment par une fiscalité indirecte en cascade et cumulative, et une fiscalité régionale et locale foisonnante (Lapeyre et al., 2011).

L'économie rurale est donc prise dans un cercle vicieux de dégradation continue de sa compétitivité, de pertes de marchés, de manque d'investissements et, en conséquence, d'exode vers les grandes villes. La production agricole, halieutique et d'élevage, stagne. Dans ce contexte, les besoins alimentaires de la population du Katanga ne peuvent être couverts par la production locale compte tenu du taux élevé de croissance démographique (3,9%) par rapport au taux annuel d'augmentation de la production vivrière (2%), de la pêche (2,5%) et de l'élevage (1%) (Lapeyre et al., 2011).

## 5. Aperçu sur les activités minières

Au Katanga, le secteur minier était caractérisé durant plusieurs années par un monopole public dont la suppression a ouvert des brèches à de nombreux groupes miniers nationaux et internationaux. En effet, la Gécamines (Société congolaise d'État d'exploitation du cuivre et du cobalt qui incarnait ce monopole public) détenait des concessions représentant une superficie de plus ou moins 30 000 km<sup>2</sup> au Katanga, autour des villes de Kolwezi, de Likasi, de Kipushi et de Lubumbashi. Avec l'ancien code minier, hormis la Sodimico (Société pour le Développement industriel et minier du Congo), seule la Gécamines avait le droit exclusif d'exploitation du cuivre et de ses dérivés. La loi de 2004 a libéralisé le secteur minier, donnant la possibilité à tout investisseur d'y opérer. Dès lors, l'on a assisté à une recomposition du capitalisme minier au Katanga, avec une percée de l'exploitation artisanale à côté des activités minières industrielles.

En termes d'externalités, un regard critique sur ce secteur industriel dans son nouveau contexte laisse apparaître des impacts à la fois positifs et négatifs. Parmi les impacts positifs, on peut noter ceux qui résultent de la Responsabilité Sociale des Entreprises (RSE) à travers leurs actions sociales et des contributions fiscales au budget de la province. Les effets négatifs se présentent plutôt en termes d'appauvrissement de l'économie, de nuisances environnementales et d'amplification de la dégradation des moyens de subsistance des populations au Katanga.

En outre, depuis la création du cadastre minier en mars 2003, la création des concessions minières n'a pas tenu compte des terres à potentiel agricole élevé pour leur conservation en vue du développement agricole. Ces concessions qui occupent 72 % du territoire katangais, soit environ 356 220 km<sup>2</sup> sur une superficie totale de la province de 496 865 km<sup>2</sup>, constituent une vraie menace pour les paysans et un frein majeur au développement de l'agriculture (Kasongo, 2009). Ces périmètres miniers sont des concessions sur lesquelles les entreprises minières ont des droits qu'elles peuvent faire valoir à tout moment, ce qui peut avoir comme conséquence le départ forcé des populations qui y sont installées. La non prise en compte des espaces agricoles villageois lors de l'élaboration des périmètres miniers par le cadastre minier (CAMI) est à la base de l'expropriation des terres, de la réduction des superficies et des pollutions diverses que subissent les opérateurs agricoles de type paysan qui, pourtant, constituent la catégorie la plus nombreuse (Kasongo, 2009).

En raison d'une pauvreté généralisée, la population katangaise s'est adonnée à l'exploitation minière artisanale qui a débouché sur la ruée vers le cuivre et le cobalt. Cette activité se présente comme la grande pourvoyeuse d'emplois dans la région sud de la province (l'hinterland minier) dans ce sens que, non seulement elle occupe, dans un cadre presque informel malgré sa reconnaissance légale qui date de 2002, entre 100 000 et 250 000 exploitants artisanaux, mais aussi et surtout elle constitue une source de revenus significative pour un grand nombre de ménages. Aujourd'hui, elle apparaît comme le principal moyen de subsistance dans la province, à côté de l'agriculture qui est restée entre les mains des plus âgés (Mwembu et al., 2014). Ces ouvriers miniers artisanaux, sans normes sécuritaires ou environnementales, arrivent

à produire par mois entre « 15 000 et 20 000 tonnes de minerais titrant 30 % en cuivre et au moins 8 % en cobalt ». Malgré l'importance de ce secteur, les questions sociales, économiques et sanitaires liées à ces pratiques sont nombreuses.

## 6. Conclusions

La synthèse présentée dans ce chapitre met en lumière la nature géologique des terres du Katanga, leur relief et leur couverture pédologique, ainsi que le climat qui y prévaut. Cette couverture pédologique reflète, dans une très large mesure, une relation directe avec le paysage, affichant ainsi une dominance du groupe des Ferralsols sur les pénéplaines, celui des Acrisols sur des terrains en pente, et des sols relativement plus jeunes près des affleurements et dans les plaines alluviales.

La valorisation anthropique de ces ressources en terres porte essentiellement sur deux types d'activités majeures, à savoir l'exploitation minière et l'agriculture. Si l'exploitation minière domine dans la *Copperbelt* katangaise, l'agriculture fait vivre, quant à elle, les ménages ruraux de la quasi-totalité de cette province. La performance économique de ces activités reste encore à équilibrer tant sur le plan du contexte juridique relatif à la planification de l'utilisation des terres, qu'en ce qui concerne le volume d'investissements censés induire un effet de levier sur ces deux secteurs économiques et sur la qualité de la vie des populations.

En effet, si l'exploitation minière katangaise s'opère conformément à la configuration spatiale de la distribution des gisements, il n'en reste pas moins que l'agriculture baigne encore dans un grand manque de planification et une précarité qui limitent très largement son essor. Pourtant, en fonction de l'âge des sols dominants, la topographie et la disponibilité de l'eau pour un développement éventuel de l'agriculture irriguée, des zones importantes présentent des opportunités pour le développement agricole au Katanga. Toutes les plaines des grandes vallées alluviales, notamment les plaines de la Lufira (dominées par des Fluvisols dans les plaines supérieures et des Vertisols dans les plaines moyennes), la dépression de Kamalondo (dominée par des Gleysols, avec des languettes de Cambisols, Acrisols et Ferralsols au niveau des zones littorales) et la vallée de la Luapula (avec ses sols assez récents formés sur des dépôts lacustres et des matériaux colluvionnaires) représentent des gîtes agricoles importants (Robert, 1950; Robert, 1956), des aires où les sols, malgré les influences climatiques, sont capables de conserver une fertilité permanente.

La partie du bassin du fleuve qui s'étend sur le polygone Kabongo-Manono-Nyunzu-Kongolo, et dominée, entre autres, par des Cambisols nés des roches ignées acides et basiques et par des Acrisols formés sur des sédiments clastiques, présente également un potentiel de fertilité intéressant.

Un zonage des terres est nécessaire afin d'en réserver les plus fertiles de manière stricte aux seules activités de production agricole. Il y a même lieu d'encourager, dans une certaine mesure, une exploitation agricole des terres fertiles incluses dans des périmètres miniers des entreprises détentrices des titres officiels. Des efforts soutenus

de désenclavement de l'ensemble de ces zones figurent parmi les préalables d'une meilleure valorisation agricole de toutes ces terres.

## Remerciements

La présente étude s'inscrit dans la continuité des activités réalisées par les Universités de Lubumbashi et de Kinshasa en collaboration avec l'Université de Gand, grâce à l'appui financier du VLIR dans le cadre du projet de valorisation des données pédologiques de la République Démocratique du Congo (2003-2008). À cet effet, nous tenons très sincèrement à remercier le VLIR pour le financement dudit projet, par lequel les éléments constitutifs de cet article ont été générés en grande partie.

## Bibliographie

- Alexandre J., 2002. Les cuirasses latéritiques et autres formations ferrugineuses tropicales, exemple du Haut Katanga Méridional. *Ann. Mus. R. Afr. Cent. Sci. Géol.*, **107**, 1-118.
- Alexandre J. & Icart J.C., 1980. Les cailloutis superficiels du plateau de Kundelungu. *Bull. Soc. Belg. Géol.*, **89**(4), 277-289.
- August P, Iverson L. & Nugranad J., 2002. Human conversion of terrestrial habitats. In: Gutzwiller K.J. (Ed.). *Applying landscape ecology in biological conservation*. New York, NY, USA: Springer-Verlag.
- Baert G. et al., 2009. *Guide des sols en République Démocratique du Congo, Tome I. Étude et gestion et Tome II. Description et données physico-chimiques de profils types*. Lubumbashi, RDC : École technique Salama-Don Bosco.
- Batumike M.J., Cailteux J.L.H. & Kampunzu A.B., 2007. Lithostratigraphy, basin development, base metal deposits, and regional correlations of the Neoproterozoic Nguba and Kundelungu rock successions, central African Copperbelt. *Gondwana Res.*, **11**, 432-447.
- Bernard E., 1950. Aperçus fondamentaux sur la climatologie du Katanga. *C.R. Congr. Sci. Elisabethville, C.S.K., Bruxelles*, **4**(2), 56-70.
- Bourguignon P, Strel M. & Calembert J., 1960. *Prospection pédo-botanique des plaines supérieures de la Lufira (Haut-Katanga)*. Liège, Belgique : Éditions FULREAC, Université de Liège.
- Bultot F., 1950. *Carte des régions climatiques du Congo belge établie d'après les critères de Köppen*. Bruxelles : INEAC.
- Bultot F., 1954. *Notice de la carte des zones climatiques du Congo belge et du Ruanda-Urundi. Atlas général du Congo 33*. Bruxelles : Institut Royal Colonial Belge.
- Burke K. & Gunnell Y., 2008. *The African erosion surface: a continental-scale synthesis of geomorphology, tectonics, and environmental change over the past 180 million years*. Boulder, CO, USA: Geological Society of America. Memoir 201.
- Cailteux J.L.H., Kampunzu A.B. & Lerouge C., 2007. The Neoproterozoic Mwashya-Kansuki sedimentary rock succession in the Central African Copperbelt, its Cu-Co mineralization, and regional correlations. *Gondwana Res.*, **11**, 414-431.
- Combé A.D., 1932. *The Geology of south-west Ankole and adjacent territories with special reference to tin deposits*. Entebbe, Uganda: Geological Survey, Memoir 2.
- Comin F.A., 2010. *Ecological restoration: a global challenge*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

- Driessen P., Deckers J., Spaargaren O. & Nachtergaele F., 2001. *Lecture notes on the major soils of the world*. World Soil Resources Reports 94. Rome: FAO.
- El-Swaify S.A., 1980. Physical and mechanical properties of Oxisols. In: Theng B.K.G. (Ed.). *Soils with variable charge*. Hamilton, New Zealand: New Zealand Society of Soil Science.
- Embrechts J., 1975. *Les sols du domaine-pilote de Kaniama-Kasese et de la station INERA de Kaniama*. Gand, Belgique : Comité pour l'Étude du Sol, Université de Gand.
- FAO, 2001. *FAOclim 2: world-wide agroclimatic data*, [http://www.fao.org/nr/climpag/pub/en1102\\_en.asp](http://www.fao.org/nr/climpag/pub/en1102_en.asp). Rome: FAO.
- FAO, 2005. *New\_LocClim: Local Climate Estimator*. Environment and Natural Resources Working Paper. N° 20. Rome: FAO
- Focan A. & Mullenders W., 1955. *1 : Kaniama (Haut-Lomami). Notice explicative de la carte des sols et de la végétation*. Bruxelles : INEAC.
- Forman R.T.T., 1995. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- François A., 1973. *L'extrémité occidentale de l'arc cuprifère shabien. Étude géologique*. Likasi, Zaïre : Département géologique de la Gécamines.
- François A., 1987. Synthèse géologique sur l'arc cuprifère du Shaba (Rép. Du Zaïre). *Soc. Belg. Géol.*, H.-S. Centenaire, 15-65.
- François, A., 1995. Problèmes relatifs au Katanguien du Shaba. *Ann. Mus. R. Afr. Cent. Sci. Géol.*, **101**, 1-20.
- Gilson P. & François P., 1969. *23 : Zone de la Haute Lulua. Notice explicative de la carte des sols*. Bruxelles : INEAC.
- Haddon I.G. & McCarthy T.S., 2005. The Mesozoic-Cenozoic interior sag basins of Central Africa: The Late-Cretaceous-Cenozoic Kalahari and Okavango basins. *J. Afr. Earth Sci.*, **43**, 316-333.
- Hillel D., 2005. Civilization, role of soils. In: Hillel D. et al. (Eds). *Encyclopedia of soils in the environment., vol. 1*. Oxford, United Kingdom; Boston, MA, USA: Elsevier/Academic Press.
- Hobbs R.J., 1998. Managing ecological systems and processes. In: Peterson D. & Parker V.T. (Eds). *Ecological scale: theory and applications*. New York, NY, USA: Columbia University Press.
- Hobbs R.J., 1999. Restoration of disturbed ecosystems. In: Walker L.R. (Ed.). *Ecosystems of disturbed ground*. Amsterdam: Elsevier.
- Hobbs R.J. & Hopkins A.J.M., 1990. From frontier to fragments: European impact on Australia's vegetation. *Proc. Ecol. Soc. Australia*, **16**, 93-114.
- Holmes A., 1950. Petrogenesis of katungite and its associates. *Am. Mineral.*, **35**, 313-792.
- IUSS Working Group WRB, 2006. *World reference base for soil resources 2006*. World Soil Resources Reports N° 103. Rome: FAO,
- Kampunzu A.B. & Cailteux J., 1999. Tectonic evolution of the Lufilian Arc (Central Africa copper Belt) during Neoproterozoic Pan African orogenesis. *Gondwana Res.*, **2**(3), 401-421.
- Kasongo L.M.E., 2009. *Système d'évaluation des terres à multiples échelles pour la détermination de l'impact de la gestion agricole sur la sécurité alimentaire au Katanga, R.D. Congo*. Thèse de Doctorat : Université de Gand, Gand (Belgique).
- Laghmouch M., Lepersonne J. & Hardy B., 2006. *Carte géologique de la République Démocratique du Congo*. Series '1/2.500.000'. Tervuren, Belgique : Musée royal de l'Afrique centrale.
- Lapeyre F., Lebailly P., M'bayo L.M. & Kyamakosa M.M., 2011. *Le modèle de croissance katangais face à la crise financière mondiale : Enjeux en termes d'emplois*. Geneva, Swiss : International Labor Office. Secteur de l'Emploi, Document de travail de l'Emploi N° 82.

- Lepersonne J., 1974. *Carte géologique du Zaïre. Échelle 1:2 000 000*. République du Zaïre : Commissariat d'État aux Mines, Service Géologique. Tervuren, Belgique : Musée royal de l'Afrique Centrale.
- Malaisse F., 1997. *Se nourrir en forêt claire Africaine. Approche écologique et nutritionnelle*. Gembloux, Belgique : Les Presses agronomiques de Gembloux.
- Mazalto M., 2008. La réforme du secteur minier en République Démocratique du Congo : enjeux de gouvernance et perspectives de reconstruction. *Afr. contemporaine*, **227**(3), <http://www.cairn.info/revue-afrique-contemporaine-2008-3-page-53.htm> (12/01/2016).
- Mbenza M., 1983. *Évolution de l'environnement géomorphologique de fonds de vallée au cours du quaternaire dans une région tropicale humide*. Thèse de Doctorat : Université de Liège, Liège (Belgique).
- Ministère du Plan, R.D. Congo, 2005. *Unité de pilotage du processus DSRP monographie de la province du Katanga*. Kinshasa, R.D. Congo.
- Mwembu D.D.D., Kaimbi M.D. & Kilondo N.D., 2014. Le Katanga, entre croissance économique portée par le secteur minier et un développement en demi-teinte. *Observatoire des grands lacs en Afrique*. Note N° 10-2013.
- Ngongo M. et al., 2009. *Guide des sols en République Démocratique du Congo, Tome I. Étude et gestion et Tome II. Description et données physico-chimiques de profils types*. Lubumbashi, RDC : École technique Salama-Don Bosco.
- Ngongo L.M. et al., 2014. Soil resources in the Congo Basin: their properties and constraints for food production. In: *Nutrition and food production in the Congo Basin*. National Committee for Biological Sciences. Brussels, 30 September-1 October, 2013. Royal Academy for Overseas Sciences & Royal Academies for Science and Arts of Belgium, 35-54.
- Ngoyi K. & Dejonghe L., 1995. Géologie et genèse du gisement stratoïde cuprifère de Kinsenda (SE du Shaba, Zaïre). *Bull. Soc. Belg. Géol.*, **104**(3-4), 245-281.
- PRAGMA C., 1987. *Études Régionales pour la planification agricole – Région du Shaba*. Kinshasa : Département de l'Agriculture et du Développement Rural, Service d'Études et Planification.
- Prasad R. & Power J.F., 1997. *Soil fertility management for sustainable agriculture*. Boca Raton, FL, USA: CRC Press, Lewis Publishers.
- Redman C.L., 1978. *The rise of civilization: from early farmers to urban society in the ancient Near East*. San Francisco, CA, USA: W. H. Freeman.
- Robert M., 1950. *Les cadres de la géologie du Katanga*. Extrait des C.R. Congrès Scient., Élisabethville, vol. II, 7 p.
- Robert M., 1956. *Géologie et géographie du Katanga*. Bruxelles : Imprimerie Marcel Hayez.
- Ruwet A., Agana P., Sengele N. & Totiwe T., 1985. *Paramètres moyens et extrêmes principaux du climat des stations du réseau I.N.E.R.A., Tome 2*. Yangambi, République du Zaïre : INERA.
- McIntyre S. & Hobbs R.J., 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conserv. Biol.*, **13**, 1282-1292.
- Soyer J., 1978. Cône de suffusion sur le plateau de Kundelungu. Note préliminaire. *Géo-Eco-Trop*, **2**(1), 95-102.
- Sys C. & Schmitz A., 1959. *9 : Région d'Élisabethville (Haut-Katanga). Notice explicative de la carte des sols et de la végétation*. Bruxelles : INEAC.
- Sys C., 1960. La carte des sols du Congo Belge et du Rwanda-Urundi. *Pédologie*, **10**, 48-122.
- Soil Survey Staff, 2014. *Keys to soil taxonomy, 12<sup>th</sup> ed.* Washington, DC.: USDA-Natural Resources Conservation Service.
- Van Engelen V.W.P., Verdoodt A., Dijkshoorn K. & Van Ranst E., 2006. *Soil and terrain data base of Central Africa: D.R. Congo - Burundi and Rwanda. (SOTERCAF version 1.0)*. Gent, Belgium: UGent-FAO-ISRIC.

- Van Wambeke A., 1995. *Sols des tropiques*. Wageningen, The Netherlands : CTA; Huy, Belgique : Huy Trop asbl.
- Van Wambeke A. & Van Oosten M.F., 1956. *3 : Vallée de la Lufira (Haut-Katanga)*. Notice explicative de la Carte des sols. Bruxelles : INEAC.
- Vandenplas A., 1947. La température au Congo Belge. *Bull. Agric. Congo Belge*. XXXIV, **3-4**, 191 p.
- Wayland E.J., 1920. *Prehistoric and other remains. Part III of Some facts and theories relating to the geology of Uganda*. Entebbe, Uganda: Geological survey, Pamphlet N° 1.

## Étude de profils de sols dans les écosystèmes métallifères du complexe Tenke-Fungurume

Donato KAYA MUYUMBA, Grégory MAHY, Gilles COLINET\*

Jusqu'à présent, les études menées sur les relations sols-plantes dans les écosystèmes métallifères du Katanga ont peu, voire pas, abordé la question de la distribution verticale et topographique des contaminants autrement que comme le résultat de transports érosifs depuis le sommet vers le bas des collines. Cette étude a été réalisée pour caractériser les distributions spatiales du cuivre et du cobalt dans les sols par une approche pédopaysagère au sein de cinq collines cupro-cobalticoles de Fungurume. Quarante-et-une fosses ont été décrites, échantillonnées et analysées en relation avec leurs caractéristiques paysagères. Quatre types de sols principaux, selon la classification WRB, ont été identifiés : Leptosol, Umbrisol, Cambisol et Régosol. Il s'agit de sols relativement jeunes, à profils peu développés. L'analyse des propriétés physico-chimiques des sols montre une grande variabilité tant verticale que latérale. L'analyse des corrélations ne met pas en évidence de relations entre contamination et profondeur de l'horizon considéré. L'étude des profils confirme que les niveaux de teneurs en Cu et Co sont élevés en profondeur également et que, à l'exception des pelouses, l'enrichissement en surface est peu important par rapport aux horizons situés à 50 cm de profondeur. À l'exception des pelouses, le sol, par l'intermédiaire du matériau parental et du degré de développement du profil (différenciation verticale), constitue un facteur déterminant des teneurs en Cu et Co, même si la variabilité au sein des types de sol est importante. Les résultats tendent à montrer que des contraintes chimiques au développement de la végétation sont présentes en profondeur également et que les études ultérieures devraient prendre ce facteur en considération.

### **Characterisation of soil profiles from metalliferous ecosystems in the Tenke-Fungurume complex**

Until now, only few studies of soil-plant relationships in metalliferous ecosystems considered vertical and toposequential dimensions of contaminant distribution. Our study aimed at characterizing the spatial distribution of copper and cobalt in metalliferous soils through a geomorphopedological approach. Forty-one soil profiles were studied in five copper hills from Fungurume. Soil profiles were observed, sampled and analysed with regard to characteristic landscape features. Four main soil types, according to the WRB classification, were identified: Leptosol, Umbrisol, Cambisol and Regosol. These soils are rather young and weakly deve-

---

Bogaert J., Colinet G. & Mahy G., 2018. *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège – Agronomie-Gembloux.

loped. The physico-chemical soil properties are highly variable both in the vertical and lateral dimension. A correlation analysis does not show relationships between the contamination observed and the depth of the horizon. The analysis of the profiles confirms that Cu and Co contents are high for subsurface horizons and that, except for swards, surface enrichment is weak compared to horizons at 50 cm depth. Soil type is therefore a significant driver of Cu and Co content through the nature of the parent material and vertical profile development, even if variability within each given soil type remains important. Results indicate that chemical limitations to vegetation development exist below the soil surface and that further studies should take that issue into consideration.

## 1. Introduction

Les sols des écosystèmes métallifères sont par définition caractérisés par de fortes teneurs en éléments métalliques, mais la distribution spatiale des concentrations en ces éléments présente une hétérogénéité qui est souvent mal caractérisée. Dans les sites cupro-cobaltifères du Katanga, les variations observées dans les unités de végétation ont été associées à des différences de teneurs en cuivre (Cu) selon un gradient topographique (Duvigneaud & Denayer-De Smet, 1963). L'altération des roches minéralisées, les transports érosifs sous formes particulières et les processus de pédogenèse sont autant de facteurs qui engendrent des redistributions des éléments au sein des écosystèmes. On assiste par conséquent à des gradients décroissants en éléments par rapport à l'éloignement des affleurements rocheux minéralisés et avec la diminution de la pente de la colline.

En plus des concentrations élevées en métaux, d'autres facteurs peuvent affecter le développement de la végétation (Whittaker, 1954) parmi lesquels la localisation dans la toposéquence, la pente, la lithologie, la faible épaisseur de sol exploitable par les racines, l'abondance de la charge caillouteuse et la texture qui impactent le fonctionnement hydrique et le statut en nutriments des sols. Les travaux de Duvigneaud (1958) sur les écosystèmes cuprifères du Katanga ont marqué une grande avancée dans la connaissance de cette zone particulière, mais n'ont pas abordé les questions de mobilité ou de biodisponibilité de Cu et Co. Les travaux plus récents qui mettent l'accent sur la conservation des cuprophytes ont abordé les relations sols-plantes en évaluant les fractions disponibles de Cu et Co, ainsi que le statut acido-basique et nutritif des sols en regard des communautés végétales qu'ils portent (Saad et al., 2012; Ilunga Wa Ilunga et al., 2013; Séleck et al., 2013). Ces travaux ont montré que la distribution des unités de végétation était également liée aux variations de facteurs comme le pH ou la charge caillouteuse. Des modèles de distribution par espèce en fonction des teneurs en Cu et Co ont également pu être proposés par Boisson et al. (2015).

La dimension verticale de la distribution des teneurs en contaminants métalliques n'a que peu été abordée actuellement. Or, la distribution des teneurs en surface résulte d'une balance entre apports et départs qui ne résultent pas seulement des transports érosifs, mais également de l'altération des matériaux parentaux et de redistributions en subsurface par les processus de pédogenèse ou le cycle biogéochimique (Baize, 1997; Colinet, 2003; Colinet et al., 2004). La connaissance des profils verticaux des propriétés des sols peut donner des éléments d'interprétation utiles quant à la mobilité

des éléments dans le paysage ainsi que quant à l'existence d'autres facteurs édaphiques favorables ou défavorables à l'installation des communautés végétales dans les écosystèmes métallifères. En effet, il est possible que lorsque l'horizon de surface est pauvre chimiquement, la plante puise ses nutriments dans des horizons plus profonds et, à contrario, des limitations à la colonisation racinaire peuvent exister en profondeur dans des sols chimiquement riches en surface.

L'objectif de cette recherche est de contribuer à l'évaluation du rôle des facteurs édaphiques sur les communautés végétales dans les écosystèmes cupro-cobaltifères naturels du Katanga et le devenir de Cu et Co, à travers la caractérisation de l'organisation des sols dans les paysages et l'analyse des distributions de ces éléments le long de profils verticaux.

## 2. Matériel et méthodes

Une approche à caractère pédopaysager a été mise en œuvre afin d'identifier les relations entre les éléments du paysage (géologie, relief, végétation) et les propriétés édaphiques.

### 2.1. Sites d'étude et échantillonnage des sols

La zone de la présente étude est localisée dans la partie centrale de l'Arc cuprifère du Katanga en République Démocratique du Congo, entre les villes de Tenke et Fungurume (TFM) à 180 km de Lubumbashi. Quarante-et-une fosses pédologiques ont été creusées sur cinq collines cupro-cobaltifères : Fungurume I, III, V, VIII et IX. La localisation des fosses sur chacune des collines a tenu compte de la distribution des unités de végétation et de la topographie de chaque site de l'étude. La lithologie et la composition des différentes unités stratigraphiques des collines sont présentées au tableau 1.

**Tableau 1.** Description des unités stratigraphiques des collines cuprifères. Shale Dolomitique Supérieur (SDS), Shale Dolomitique de Base (SDB), Roche Siliceuse Cellulaire (RSC), Roche Siliceuse Feuilletée (RSF), Dolomie Stratifiée (DSTRAT), Roche Argilo-Talqueuse (RAT).

Unité	Lithologie	Épaisseur (m)	Composition (mg.kg <sup>-1</sup> )	
			Cu	Co
SDS	Alternance de shales et de grès avec dolomite algaire au sommet	80-85	2 000-58 000	25-79 000
SDB	Shale	10	4 330-177 000	41-48 000
RSC	Dolomite algaire (silicifiée)	20-25	382-210 000	574-32 000
RSF	Dolomites et shales laminés	8-10	5 200-120 000	32-35 000
DSTRAT		1	2 600-64 000	82-12 200
RAT	Grès argileux, pélites	-	340-350 000	100

Des transects ont été réalisés à travers les collines et une unité de paysage a été identifiée à chaque changement de pente, de lithologie et/ou de végétation. Les unités de végétation suivantes ont été rencontrées : Savanes steppiques enrochées (SSE), Pelouses (P), Savanes steppiques de pente (SSP), Savanes steppiques de *dembo* (SSD), Savanes arbustives à *Uapaca Robynsii*, et forêt claire de pente (SAF). Pour les savanes steppiques de pente, les unités les plus étendues, la nature lithologique des matériaux parentaux des sols a été distinguée.

Au total, 41 fosses ont été décrites en fonction des situations rencontrées sur le terrain. La synthèse du nombre de fosses par colline et par unité de végétation est donnée au tableau 2. Les savanes steppiques de pente sont les plus représentées dans les 5 collines (près de la moitié des fosses) et les steppes enrochées et savanes steppiques de *dembo* les moins caractérisées (4 fosses).

**Tableau 2.** Distribution des fosses étudiées selon les collines et les unités de végétation (UV) : Savane steppique enrochée (SSE), sur pente (SSP), de *dembo* (SSD), Pelouses (P), Savanes arbustives et forêt claire de pente (SAF). F<sub>I</sub>, F<sub>III</sub>, F<sub>V</sub>, F<sub>VIII</sub>, F<sub>IX</sub> : collines de Fungurume.

UV	Collines					Total
	F <sub>I</sub>	F <sub>III</sub>	F <sub>V</sub>	F <sub>VIII</sub>	F <sub>IX</sub>	
SSE	1	1	1	0	1	4
P	1	1	4	1	0	7
SSP	2	3	6	3	6	20
SSD	1	0	1	2	0	4
SAF	2	1	1	1	1	6

Les horizons ont été délimités, décrits et échantillonnés pour chacune des fosses. La description morphologique a été réalisée selon le canevas proposé par Delecour & Kindermans (1980), qui est compatible avec le guide de la FAO (FAO, 2006). Par horizon, sont relevés : l'épaisseur, la couleur (charte Munsell), la texture (appréciée au toucher), la charge caillouteuse (présence, abondance, nature, dimension des cailloux), la structure (forme, dimension, consistance), la porosité, l'enracinement (dimension, densité et orientation) et la présence ou l'absence de carbonate de calcium (effervescence à l'acide chlorhydrique), de concrétions ferro-manganiques, de traces d'activité faunique.

Les différents sols ont été classés dans le système international de la WRB après réalisation des analyses physico-chimiques.

## 2.2. Analyses de sols

Les analyses physico-chimiques ont porté sur des échantillons préalablement séchés à l'air libre et tamisés à 2 mm. Le  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$  et le  $\text{pH}_{\text{KCL}}$  ont été mesurés par potentiométrie après agitation pendant deux heures de 20 g de terre dans 50 ml de solution et centrifugation à 3000 tours/min pendant 10 minutes. Le carbone organique total (COT) a été déterminé par oxydation sulfo-chromique à froid, selon la méthode de Walkley & Black (Van Ranst et al., 1999). La granulométrie a été mesurée par pipette Robinson automatisée après élimination des ciments organiques par attaque  $\text{H}_2\text{O}_2$  à chaud et peptisation à l'hexamétaphosphate de Na (Van Ranst et al., 1999). La capacité d'échange cationique

(CEC) a été déterminée par échange à l'acétate d'ammonium à pH 7 (méthode Metson). Le statut en éléments nutritifs (P, K, Mg et Ca) a été évalué par extraction à l'acétate d'ammonium + EDTA à pH 4,65 (Lakanen & Erviö, 1971) et spectrométrie d'absorption atomique (SAA, VARIAN 220) ou colorimétrie pour le phosphore.

Les teneurs totales en Cu, Co, Al, Fe et Mn ont été mesurées par absorption atomique après une mise en solution triacide ( $\text{HF} + \text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$ ) selon la norme AFNOR NF ISO 11466. Les teneurs disponibles en Cu et Zn ont été déterminées par SAA dans un extrait d'acétate d'ammonium + EDTA à pH 4,65, selon la méthode de Lakanen & Erviö (1971). Les teneurs mobiles ou solubles en Cu et Co ont été déterminées par SAA après extraction au  $\text{CaCl}_2$  0,01M (Houba et al., 1996).

### 2.3. Traitements statistiques

Une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée pour identifier les relations qui existent entre les propriétés des horizons des sols, et réduire l'information. Une analyse des facteurs de stratification des horizons sur base des teneurs en Cu et Co a été réalisée par arbres de régression avec le package rpart version 4.1-10 sous R (Therneau et al., 2015).

## 3. Résultats et discussion

### 3.1. Propriétés morphologiques et types de sols

Les sols des 41 fosses ont été classés dans le système WRB d'après leurs caractéristiques morphologiques et les analyses en laboratoire.

Il apparaît que l'ensemble des sols appartiennent à quatre types principaux de la classification WRB, par ordre d'entrée dans la clé : les Leptosols, les Umbrisols, les Cambisols et les Regosols. Il s'agit d'une manière générale de sols peu développés, eu égard au climat tropical de la zone d'étude. Ces sols trouvent leur origine dans le caractère récent de leur développement qui est conditionné par l'érosion avec, sur le haut des reliefs, la mise en affleurement de roches non ou peu altérées et, sur le bas des versants, une alimentation de particules solides provenant du haut et rajeunissant continuellement l'horizon de surface.

Les Leptosols sont des sols caractérisés par une faible épaisseur des horizons et une limitation à faible profondeur soit par une dalle de roche dure, soit par un horizon très caillouteux (Figure 1). La plupart des Leptosols observés présentaient une limitation de profondeur dès les 25 premiers centimètres. Peu de sols sur roches argilo-talqueuses (RAT) ont été classés dans ce groupe en raison de la nature relativement meuble de ces roches, même si les sols sur RAT n'étaient pas plus développés que les Leptosols.

Les Umbrisols (Figure 1) présentent un horizon de surface riche en matières organiques, faiblement saturé en éléments échangeables (caractère dystrique), et d'une épaisseur supérieure à 20 cm. Les critères utilisés pour classer les sols dans ce groupe ont été la couleur (Value et Chroma  $\leq 3$ ), une teneur en COT  $\geq 0,6$  g/100 g, et une réaction acide ( $\text{pH}_{\text{KCl}} < 6,0$ ) sur minimum 20 cm de profondeur. Le caractère



### Exemple de Leptosol

Sol superficiel de versant sur Shale de Base.

Colline : Fungurume III.

Ah1 : 0-25 cm ; argilo-sableux ; 2,5 YR 2/3 ; structure grumelleuse ; peu compact ; poreux ; 30 % de charge caillouteuse ; racines très nombreuses.

A/C : 16-54 cm ; argileux ; 2,5 YR 3/6 ; structure polyédrique sub-angulaire ; peu compact ; poreux ; 80 % de charge caillouteuse ; racines nombreuses.

C : > 35 cm ; argileux ; 2,5 YR 4/6 ; structure polyédrique sub-angulaire ; compact ; peu poreux ; 90 % de charge caillouteuse ; racines peu nombreuses.

WRB : Lithic Umbric Leptosol (Humic).



### Exemple d'Umbrisol

Sol peu profond de versant sur Shale de Base.

Colline : Fungurume V.

Ah1 : 0-22 cm ; argilo-sableux ; 7,5 YR 2/3 ; structure polyédrique sub-angulaire ; très compact ; poreux ; 40 % de charge caillouteuse ; racines très nombreuses.

Ah2 : 15-41 cm ; limono-argileux ; 7,5 YR 5/4 ; structure polyédrique sub-angulaire ; peu compact ; poreux ; 45 % de charge caillouteuse ; racines peu nombreuses.

A/C : 31-84 cm ; sablo-limoneux ; 7,5 YR 5/6 ; structure particulaire ; meuble ; très peu poreux ; 85 % de charge caillouteuse ; racines nombreuses.

C1 à C4 : > 45 cm ; roches-mères très différentes en couches inclinées.

WRB : Skeletic Umbrisol (Clayic, Colluvic, Ruptic).

Figure 1. Exemples de profils à Fungurume (Leptosol et Umbrisol).

umbrique peut se manifester dans d'autres groupes, notamment lorsque ces critères ne sont pas remplis sur 20 cm. Les Umbrisols ont été rencontrés dans de nombreuses situations quelle que soit la position topographique, ou la roche-mère. Ils témoignent d'une évolution ralentie de la minéralisation de la matière organique.

Les Cambisols (Figure 2) présentent un début d'évolution pédogénétique et sont caractérisés par la présence d'un horizon B qui se différencie des horizons A et C, respectivement sus- et sous-jacents, par un changement de couleur (signe de l'altération des minéraux primaires) et/ou de structure (création d'une structure pédologique aux dépens de celle de la roche-mère) (FAO, 2014). Les Cambisols observés dans notre étude sont essentiellement associés aux *dembos* de pied de versant. Le caractère ferrallitique n'est pas entièrement rencontré comme ailleurs sous la forêt claire, même si les sols sont généralement épais, meubles, acides et rougeâtres. On peut considérer que ces sols sont en transition évolutive vers les Ferralsols et disposent encore d'une réserve en minéraux primaires.

Le dernier groupe identifié est celui des Regosols (Figure 2). Il s'agit dans ce cadre de sols de versants, relativement épais (> 75 cm) qui sont soit d'origine colluviale, soit développés sur RAT. Ces sols ne présentent pas d'horizons diagnostiques même si des caractères leptiques, dystriques ou argileux peuvent être associés à certains profils.

### 3.2. Relations entre unités de paysage et types de sols

Le tableau 3 présente l'organisation des sols en fonction des éléments paysagers, telle qu'elle a été dégagée des résultats de cette étude.

La partie sommitale des collines présente soit un substrat de Roche Siliceuse Cellulaire et Feuilletée (RSC-RSF) minéralisé, plus résistant à l'érosion, soit de Shale Dolomitique de Base (SDB) situé directement au-dessus dans la séquence de dépôt stratigraphique. Toutes les formations végétales, à l'exception de celles de *dembo*, y ont été observées. Les sols sont soit des Leptosols sur SDB, soit des Umbrisols sur les roches siliceuses minéralisées. La présence de ces derniers est liée au caractère minéralisé des roches, à des teneurs élevées en Cu et Co et à une accumulation de matières organiques dans des conditions peu propices à leur minéralisation.

Les roches des parties hautes des versants sont les SDB, le complexe RSC-RSF et les RAT. Sur les deux premiers, les sols sont sensiblement plus épais sous savane steppique de pente que sur le sommet des collines. Sous les pelouses et les savanes steppiques enrochées, on retrouve les associations de sols peu épais Leptosols-Umbrisols. Les Leptosols sous pelouses présentent des teneurs élevées en Cu et Co. Sur RAT, des Régosols sont identifiés en plus des Leptosols et des Umbrisols, et les sols sont globalement plus épais, ce qui est essentiellement lié à la nature tendre des RAT. La classification des sols de cette étude dépend surtout de l'épaisseur de l'horizon de surface.

En milieu et bas de versant, les associations de sols sont les mêmes avec un épaississement des profondeurs utiles. La différenciation se fait principalement au niveau des unités de végétation, dominées par les savanes steppiques de pente. Les teneurs en Cu et Co sont significativement plus faibles mais des situations ponctuelles de contamination existent néanmoins.



### Exemple de Cambisol

Sol profond de versant sur RAT.

Colline : Fungurume V.

Ah : 0-2 cm ; limono-sableux ; 2,5 YR 2/3 ; structure polyédrique grumeleuse ; peu compact ; très peu poreux ; 5% de charge caillouteuse ; racines très nombreuses.

A/B : 10-36 cm ; limono-sableux ; 2,5 YR 2/3 ; structure polyédrique sub-angulaire ; peu compact ; poreux ; 10% de charge caillouteuse ; racines nombreuses.

B : 31-72 cm ; sablo-argileux ; 2,5 YR 3/4 ; structure massive ; peu compact ; poreux ; 10% de charge caillouteuse ; racines peu nombreuses.

B/C : > 70 cm ; sablo-argileux ; 2,5 YR 3/6 ; structure massive ; peu compact ; peu poreux ; 70% de charge caillouteuse ; racines très peu nombreuses.

WRB : Ferralic Cambisol.



### Exemple de Regosol

Sol profond de versant sur RAT grise.

Colline : Fungurume V.

Ah<sub>1</sub> : 0-7 cm ; limoneux ; 7,5 YR 1,7/3 ; structure lamellaire ; compact ; peu poreux ; 15% de charge caillouteuse ; racines très nombreuses.

Ah<sub>2</sub> : 3-9 cm ; sablo-argileux ; 7,5 YR 2/1 ; structure fibreuse ; peu compact ; peu poreux ; 5% de charge caillouteuse ; racines nombreuses.

C<sub>1</sub>-C<sub>3</sub> : > 5 cm ; argileux ; 7,5 YR 6/2 ; structure polyédrique angulaire ; très compact ; peu poreux ; 3 à 15% de charge caillouteuse ; racines très peu nombreuses.

WRB : Eutric Regosol (Clayic, Ruptic).

Figure 2. Exemples de profils à Fungurume (Cambisol et Regosol).

**Tableau 3.** Structuration pédopaysagère des fosses observées dans les collines de TFM. Principales propriétés des sols ou de l'horizon de surface (Carbone organique total – TOC,  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ , Cu et Co totaux –  $\text{Cu}_T$  et  $\text{Co}_T$ ).

Éléments de Paysage		Sol	Épaisseur	TOC	$\text{pH}_{\text{KCl}}$	$\text{Cu}_T$	$\text{Co}_T$		
Relief	Lithologie	Végétation	WRB	(cm)	( $\text{g}\cdot 100\text{g}^{-1}$ )	( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )		
Sommet	Shale de Base	Savane arbustive et forêt claire	Leptosol	0-25	3,6	6,0	1 038	117	
		Savane steppique de pente	Leptosol	0-25	2,7	4,6	1 511	84	
			Leptosol	25-50	2,3	5,2	521	422	
	Roches siliceuses	Savane steppique enrochée	Umbrisol	25-50	2,1	5,9	1 548	1 038	
		Pelouse	Umbrisol	75-100	3,2	5,8	23 218	5 346	
Haut de versant	Shale de Base	Savane steppique de pente	Leptosol	0-25	3,3	5,0	1 557	274	
			Umbrisol	25-50	2,8	5,1	2 791	481	
			Regosol	75-100	3,9	5,6	925	472	
	Roches siliceuses	Savane steppique de pente	Regosol	75-100	2,9	4,9	376	389	
			Regosol	75-100	3,1	4,9	600	440	
			Umbrisol	>100	3,2	4,9	626	463	
		Savane steppique enrochée	Leptosol	0-25	2,5	4,1	323	41	
			Leptosol	0-25	2,8	4,3	312	195	
			Umbrisol	25-50	3,5	4,4	423	182	
	Pelouse	Leptosol	0-25	3,1	5,2	8 376	1 926		
		Leptosol	25-50	3,9	5,8	13 399	2524		
		Roches argilo-talqueuses	Savane arbustive et forêt claire	Leptosol	50-75	3,8	5,4	2 409	463
				Regosol	>100	3,6	5,2	766	567
	Savane steppique de pente	Leptosol	50-75	2,1	4,6	869	497		
		Umbrisol	50-75	4,0	4,6	3 338	3 617		
		Umbrisol	>100	3,6	5,1	2 686	1 068		
		Pelouse	Umbrisol	25-50	2,3	5,6	36 843	4 472	
			Umbrisol	50-75	6,0	4,7	14 950	3 617	
			Regosol	>100	2,3	5,3	25 111	3 822	
	Regosol		>100	7,0	5,7	40 933	5 489		
Milieu et bas de versant	Shale de Base	Savane steppique de pente	Regosol	25-50	4,8	5,3	2 367	346	
			Regosol	50-75	2,5	5,3	720	1 346	
	Roches siliceuses	Savane steppique de pente	Leptosol	0-25	2,9	4,6	217	310	
			Umbrisol	50-75	5,6	4,6	4 065	767	
	Roches argilo-talqueuses	Savane arbustive et forêt claire	Regosol	75-100	2,1	4,8	599	756	
			Regosol	>100	3,0	5,8	434	272	
		Savane steppique de pente	Regosol	75-100	3,0	5,3	650	385	
			Regosol	>100	3,9	5,6	1 358	344	
			Umbrisol	>100	1,3	4,9	2 401	434	
			Umbrisol	>100	2,6	4,6	3 021	2 111	
Umbrisol	>100	3,1	4,9	2 241	423				
Pied de versant	Roches siliceuses	Savane arbustive et forêt claire	Umbrisol	50-75	4,6	5,2	1 011	801	
			Umbrisol	50-75	5,1	5,2	2 952	951	
	Roches argilo-talqueuses	Savane steppique de <i>dembo</i>	Cambisol	75-100	3,5	4,8	1 218	273	
			Cambisol	>100	2,4	4,9	1 008	174	
			Cambisol	>100	3,9	4,8	1 359	245	
			Cambisol	>100	3,9	4,8	1 359	245	

Au pied des versants, la roche-mère des sols est soit autochtone (RAT), soit colluviale. Sur RAT, les sols sont des Cambisols avec un caractère profond et des processus de ferrallitisation débutante. Les teneurs en Cu sont supérieures à 1 000 mg.kg<sup>-1</sup>, ce qui est supérieur au fond régional.

### 3.3. Propriétés physico-chimiques des sols

Les propriétés physico-chimiques des sols sont synthétisées par type de sol et d'horizon aux tableaux 4 et 5 pour les propriétés générales et au tableau 6 pour les teneurs en Cu et Co.

Les Leptosols étudiés sont peu épais, très fortement caillouteux (> 70% d'éléments grossiers) et présentent de la surface vers la profondeur une acidification croissante (de fortement à très fortement acide; Lozet & Mathieu, 2002) et une décroissance des teneurs en matières organiques et en éléments disponibles. Les teneurs en P, toutefois, sont plus élevées dans les horizons A/C que dans les horizons de surface. Il s'agit ici d'un effet particulier lié à deux sols sous pelouse dont les propriétés en subsurface sont influencées par la présence de nombreux cailloux de roches de type RSF et RSC fortement contaminés, ce qui est confirmé par les profils de teneurs en Cu et Co (Tableau 6). Si l'on exclut ces deux sols, les profils de P suivent la même logique que ceux des autres éléments. À l'opposé, les teneurs en Fe et Al totaux augmentent avec la profondeur à l'instar des teneurs en argile (données non montrées). Les niveaux de teneurs en Cu et en Co sont élevés, sans être exceptionnels pour ces écosystèmes (Kaya Muyumba et al., 2015) et, si l'on excepte les pelouses, décroissent avec la profondeur, à l'exception du Cu extractible au CaCl<sub>2</sub> qui varie peu selon la profondeur.

Les Umbrisols sont des sols peu épais et, par la définition WRB, plus riches en matières organiques que les Leptosols (>1% COT jusqu'à 50 cm de profondeur). Le statut acido-basique y est plus favorable également que dans les Leptosols, particulièrement en profondeur, même si la réaction du sol doit être qualifiée de fortement acide (Lozet & Mathieu, 2002). Les teneurs en P, Ca, Mg et K disponibles décroissent de la surface vers la profondeur et sont globalement du même ordre de grandeur que dans les Leptosols. Les teneurs totales en Fe, Al et Mn sont élevées et ne montrent pas de dépendance claire avec la profondeur. Les niveaux de richesse en Cu et Co sont globalement plus élevés que pour les Leptosols et ne montrent pas non plus de dépendance avec la profondeur des horizons.

**Tableau 4.** Caractéristiques physico-chimiques par type de sol et par horizon. 1. Caractéristiques de base.

Leptosols												
Horizon (N <sup>***</sup> )	Profondeur (cm)	EG* (%)	pH <sub>H<sub>2</sub>O</sub>	pH <sub>KCl</sub>	COT <sup>***</sup> (%)	Éléments disponibles (mg/100g)				Éléments majeurs totaux		
						P	Ca	Mg	K	Fe (%)	Al (%)	Mn (mg.kg <sup>-1</sup> )
A (11)	-11 ± 9	39 ± 24	5,36 ± 0,57	5,08 ± 0,59	2,80 ± 0,85	3,4 ± 4,1	47,5 ± 50,1	18,1 ± 19,1	6,8 ± 4,4	1,81 ± 1,02	3,75 ± 2,08	604 ± 488
A/C (7)	-36 ± 14	79 ± 17	5,11 ± 0,84	4,92 ± 0,77	1,20 ± 0,61	11,9 ± 23,2	8,6 ± 15,6	10,0 ± 13,8	3,9 ± 3,1	2,07 ± 1,37	4,43 ± 2,25	763 ± 515
C (11)	-52 ± 26	70 ± 26	4,79 ± 0,51	4,48 ± 0,37	0,79 ± 0,42	0,4 ± 0,3	1,4 ± 1,3	7,0 ± 9,4	3,6 ± 1,7	3,21 ± 1,04	5,25 ± 1,86	409 ± 306

Umbrisols												
Horizon (N <sup>***</sup> )	Profondeur (cm)	EG* (%)	pH <sub>H<sub>2</sub>O</sub>	pH <sub>KCl</sub>	COT <sup>***</sup> (%)	Éléments disponibles (mg/100g)				Éléments majeurs totaux		
						P	Ca	Mg	K	Fe (%)	Al (%)	Mn (mg.kg <sup>-1</sup> )
A (15)	-8 ± 4	34 ± 12	5,26 ± 0,42	5,03 ± 0,47	3,50 ± 1,33	2,2 ± 2,2	52,0 ± 42,5	14,6 ± 11,5	6,7 ± 2,7	3,32 ± 1,37	7,32 ± 14,66	760 ± 414
A/BC (9)	-20 ± 5,5	52 ± 22	5,04 ± 0,55	4,79 ± 0,38	2,34 ± 0,65	0,9 ± 0,4	15,2 ± 13,2	8,4 ± 8,3	3,6 ± 1,6	3,14 ± 1,64	3,84 ± 1,62	782 ± 584
B (10)	-42 ± 11	50 ± 27	5,14 ± 0,40	4,90 ± 0,46	1,10 ± 0,68	0,8 ± 1,3	3,8 ± 5,4	5,2 ± 5,1	1,8 ± 1,6	3,77 ± 1,15	5,35 ± 1,36	690 ± 304
C (21)	-73 ± 29	57 ± 32	5,24 ± 0,50	5,18 ± 0,52	0,43 ± 0,35	1,9 ± 3,1	2,7 ± 2,4	4,4 ± 4,0	1,5 ± 0,9	3,92 ± 1,18	7,84 ± 11,49	995 ± 467

\* EG : Éléments grossiers en pourcents.

\*\* N : Nombre d'observations.

\*\*\* COT : Carbone Organique Total.

**Tableau 5.** Caractéristiques physico-chimiques par type de sol et par horizon. 1. Caractéristiques de base (suite).

Cambisols												
Horizon (N**)	Profondeur (cm)	EG* (%)	pH <sub>H<sub>2</sub>O</sub>	pH <sub>KCl</sub>	COI*** (%)	Éléments disponibles (mg/100g)			Éléments majeurs totaux			
						P	Ca	Mg	K	Fe (%)	Al (%)	Mn (mg.kg <sup>-1</sup> )
A (3)	-6 ± 1	8 ± 6	5,12 ± 0,13	4,85 ± 0,08	3,25 ± 0,80	0,9 ± 0,2	39,8 ± 20,6	21,4 ± 2,8	15,0 ± 6,4	3,28 ± 0,70	4,40 ± 0,12	534 ± 74
A/B (1)	-28	15	-	4,43	1,35	0,3	2,8	12,7	11,4	3,84	4,88	786
B (3)	-56 ± 5	33 ± 32	5,00 ± 0,26	4,50 ± 0,33	0,58 ± 0,35	0,4 ± 0,2	1,3 ± 0,9	12,4 ± 1,8	7,8 ± 4,1	3,87 ± 1,02	6,83 ± 1,00	519 ± 53
C (3)	-101 ± 11	52 ± 41	5,08 ± 0,25	4,83 ± 0,36	0,34 ± 0,18	0,2 ± 0,1	1,5 ± 0,9	15,4 ± 4,3	8,7 ± 5,0	4,01 ± 0,97	6,05 ± 0,86	660 ± 126

Regosols												
Horizon (N**)	Profondeur (cm)	EG* (%)	pH <sub>H<sub>2</sub>O</sub>	pH <sub>KCl</sub>	COI*** (%)	Éléments disponibles (mg/100g)			Éléments majeurs totaux			
						P	Ca	Mg	K	Fe (%)	Al (%)	Mn (mg.kg <sup>-1</sup> )
A (13)	-6 ± 2	32 ± 14	5,49 ± 0,54	5,23 ± 0,43	3,41 ± 1,29	1,7 ± 2,0	60,2 ± 46,7	23,4 ± 12,9	11,2 ± 4,9	3,07 ± 1,39	3,86 ± 0,92	600 ± 294
A/C (4)	-19 ± 9	33 ± 34	4,79 ± 0,50	4,61 ± 0,63	5,19 ± 5,03	1,1 ± 1,5	6,7 ± 6,7	8,8 ± 8,0	8,9 ± 8,9	2,90 ± 1,31	5,06 ± 1,67	862 ± 629
C (31)	-74 ± 35	45 ± 28	5,28 ± 0,6	5,04 ± 0,70	0,81 ± 0,51	1,3 ± 3,3	5,8 ± 12,4	10,4 ± 12,1	2,8 ± 4,5	3,50 ± 1,12	6,97 ± 7,92	684 ± 332

**Tableau 6.** Caractéristiques physico-chimiques par type de sol et par horizon. 2. Teneurs en cuivre et cobalt. N : Nombre d'observations.

Leptosols		Cu <sub>total</sub>	Co <sub>total</sub>	Cu <sub>disp</sub>	Cu <sub>CaCl2</sub>	Co <sub>CaCl2</sub>
Horizon (N)	Profondeur (cm)			(mg.kg <sup>-1</sup> )		
A (11)	-11 ± 9	3 728 ± 4 753	865 ± 1 041	1 424 ± 2 260	15,6 ± 19,1	39,9 ± 65,4
A/C (7)	-36 ± 14	10 601 ± 18 134	2 051 ± 2 783	1 724 ± 2 682	18,0 ± 15,5	23,4 ± 30,1
C (11)	-52 ± 26	1 237 ± 712	897 ± 1 595	139 ± 95	16,7 ± 12,2	5,0 ± 5,0
Umbrisols		Cu <sub>total</sub>	Co <sub>total</sub>	Cu <sub>disp</sub>	Cu <sub>CaCl2</sub>	Co <sub>CaCl2</sub>
Horizon (N)	Profondeur (cm)			(mg.kg <sup>-1</sup> )		
A (15)	-8 ± 4	6 807 ± 10 351	1 718 ± 1 693	1 757 ± 2 605	41,7 ± 72,5	20,7 ± 23,4
A/BC (9)	-20 ± 5,5	4 402 ± 5 196	927,5 ± 897,5	1 528 ± 1 869	61,1 ± 64,2	13,15 ± 17,35
B (10)	-42 ± 11	5 209 ± 4 989	1 028 ± 1 046	1 530 ± 2 299	42,1 ± 61,1	23,5 ± 27,7
C (21)	-73 ± 29	6 371 ± 8 842	1 627 ± 1 989	1 698 ± 2 692	37,0 ± 29,0	12,6 ± 12,2
Cambisols		Cu <sub>total</sub>	Co <sub>total</sub>	Cu <sub>disp</sub>	Cu <sub>CaCl2</sub>	Co <sub>CaCl2</sub>
Horizon (N)	Profondeur (cm)			(mg.kg <sup>-1</sup> )		
A (3)	-6 ± 1	1 195 ± 177	231 ± 51	345 ± 188	5,4 ± 1,2	7,8 ± 5,1
A/B (1)	-28	1 414	267	473	46,4	10,9
B (3)	-56 ± 5	1 641 ± 35	324 ± 60	228 ± 108	27,5 ± 20,4	11,7 ± 3,8
C (3)	-101 ± 11	1 579 ± 137	306 ± 55	150 ± 48	13,2 ± 10,7	18 ± 9,5
Regosols		Cu <sub>total</sub>	Co <sub>total</sub>	Cu <sub>disp</sub>	Cu <sub>CaCl2</sub>	Co <sub>CaCl2</sub>
Horizon (N)	Profondeur (cm)			(mg.kg <sup>-1</sup> )		
A (13)	-6 ± 2	5 781 ± 12 525	1 140 ± 1 623	1 445 ± 3 078	13,0 ± 28,0	41,1 ± 93,2
A/C (4)	-19 ± 9	5 475 ± 8 396	879 ± 822	2 283 ± 4 115	32,0 ± 35,5	99,2 ± 189
C (31)	-74 ± 35	2 614 ± 3 988	877 ± 811	715 ± 1 505	10,7 ± 14,0	12,0 ± 22,1

Les trois Cambisols étudiés sont épais (> 1 m) et situés en bas de versant. Ils sont moyennement caillouteux et fortement acides sur tout le profil. Les teneurs en COT et en éléments P, Ca, Mg et K disponibles sont plus élevées dans l'horizon de surface qu'en profondeur. Par rapport aux autres sols, les teneurs en P sont faibles et à l'inverse celles en Mg et K plus élevées. On peut y voir soit un effet du matériau parental, soit un effet d'accumulation dû à la position dans le paysage. Les teneurs totales en Fe et Al sont relativement élevées et principalement dans les horizons de profondeur marqués par l'altération ferralitique incipiente. Au niveau des contaminations en Cu et Co, les teneurs mesurées dans les Cambisols sont les plus faibles de cette étude, en toute logique avec les travaux existants (de Duvigneaud, 1958 à Boisson et al., 2015). Il n'y a pas de tendance particulière dans les profils de teneurs, à l'instar des Umbrisols.

Les Regosols sont moyennement épais et caillouteux. L'acidité est forte et les teneurs en matières organiques peuvent être très élevées dans les 20 premiers centimètres. Les teneurs en P sont comparables à celles mesurées dans les Umbrisols, celles en Ca et Mg sont dans les gammes les plus élevées des transects étudiés, celles en K sont élevées

en surface et faibles en profondeur. Les profils de contamination en Cu et Co sont caractérisés par des teneurs très élevées en surface (de l'ordre de 5 000 mg.kg<sup>-1</sup> de Cu total et 1 000 mg.kg<sup>-1</sup> de Co total) et moyennes (pour le contexte) en profondeur.

Par rapport aux travaux menés récemment sur les collines cupro-cobaltifères (Faucon et al., 2011 ; Saad et al., 2012 ; Ilunga Wa Ilunga et al., 2013 ; Séleck et al., 2013 ; Boisson et al., 2015) qui ne concernent que des prélèvements de surface, les propriétés observées dans notre étude se situent à l'intérieur des mêmes gammes de variation. Toutefois, on notera que : i) les pH<sub>cau</sub> mesurés sont parfois plus acides et jamais supérieurs à 7, ii) les teneurs en carbone organique des horizons sous la surface sont inférieures à 0,8 % et, iii) 75 % des teneurs en P sont inférieures à 1,5 mg/100g. Ces résultats montrent que la plupart des états physico-chimiques qui caractérisent les sols sur l'entièreté de leur profondeur peuvent déjà être rencontrés en surface sur les collines.

Un autre point à souligner est l'importance de la variabilité des propriétés physico-chimiques au sein des différents sols et horizons. Les écarts-types sont en effet souvent du même ordre de grandeur, voire supérieurs aux valeurs moyennes des horizons. Ceci confirme que le type de sol n'est pas suffisant pour caractériser la distribution du Cu et du Co, mais qu'il faut intégrer la lithologie et les unités de végétation dans des unités de paysage, à l'instar de la structuration pédopaysagère proposée (Tableau 3).

Ces deux points témoignent de la grande variabilité spatiale des propriétés des sols, tant latéralement qu'en profondeur.

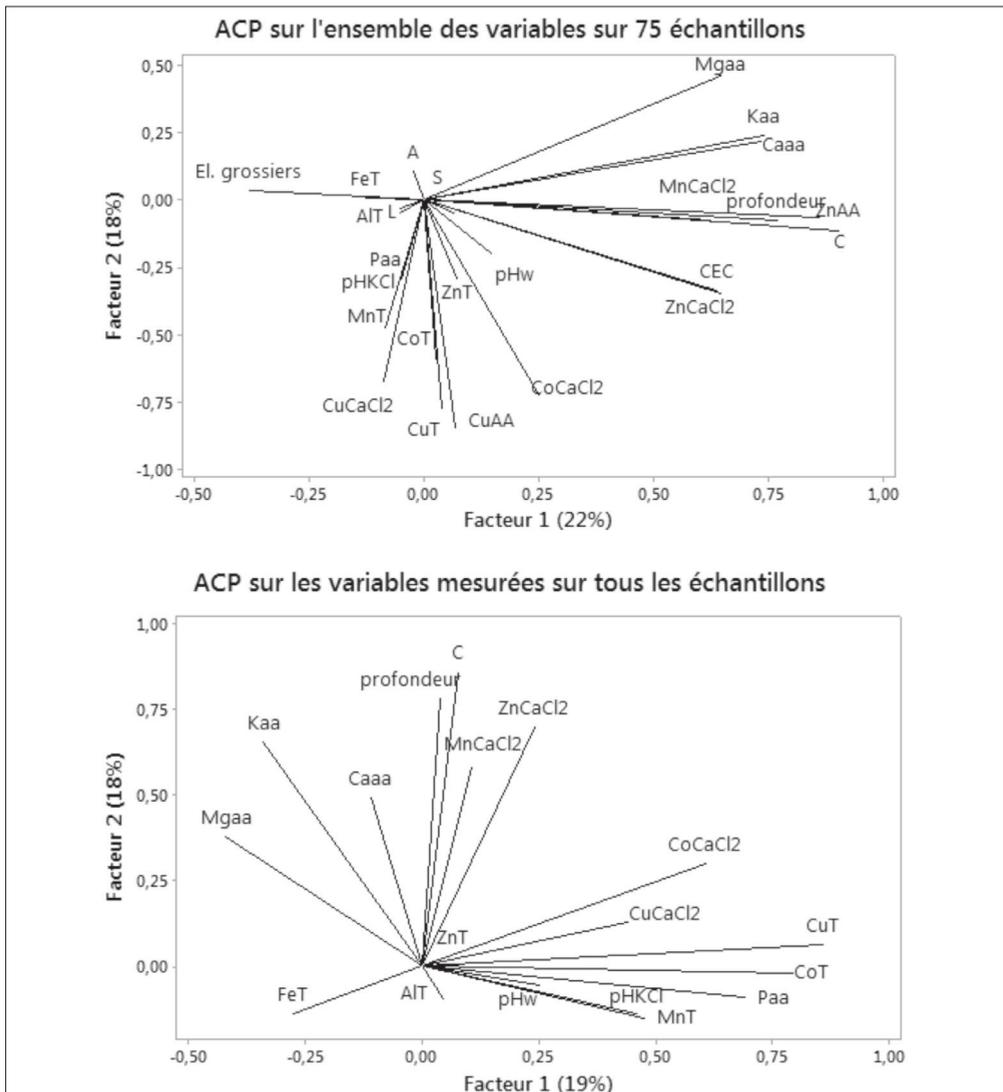
### 3.4. Relations entre les propriétés des horizons

Les relations entre variables ont été examinées à travers les matrices de corrélation de Pearson et la matrice des rangs de Spearman. La deuxième ne suppose pas d'hypothèses sur la nature normale ou non des variables comparées. Les résultats, non présentés ici, montrent globalement des corrélations significatives positives entre :

- pH<sub>cau</sub>, pH<sub>KCl</sub>, Ca<sub>disp</sub>, Mg<sub>disp</sub> et Zn<sub>disp</sub> ;
- COT, CEC, Ca<sub>disp</sub>, Mg<sub>disp</sub>, K<sub>disp</sub>, Zn<sub>disp</sub>, Zn<sub>CaCl2</sub> et Mn<sub>CaCl2</sub> ;
- Fe<sub>T</sub> et Al<sub>T</sub> et Fe<sub>T</sub> et Argile ;
- Mn<sub>T</sub>, Cu<sub>p</sub>, Co<sub>T</sub> et Zn<sub>T</sub> ;
- les différentes formes de Cu et de Co.

On observe également des corrélations significatives négatives entre Mg<sub>disp</sub> et les teneurs en Cu et Co, à mettre en relation avec l'organisation des matériaux parentaux le long des pentes des collines (Fay & Barton, 2012).

Une analyse en composantes principales a été réalisée en deux temps sur l'ensemble des propriétés physico-chimiques (Figure 3) d'abord, sur l'ensemble des horizons ensuite. La représentation cumulée de deux premiers axes de l'analyse en composante principale reprend 40 % de l'information dans le premier cas, 37 % dans le deuxième. Le COT, la pierrosité, la profondeur moyenne de l'horizon, les éléments Ca, Mg, K et la CEC sont les éléments déterminants du premier axe factoriel de la première analyse (Figure 3 haut). Par ailleurs, les teneurs en Cu et Co constituent les éléments du deuxième facteur (18 % de l'inertie).



**Figure 3.** Représentation des variables mesurées dans le premier plan factoriel de l'ACP. En haut, toutes les variables sur 75 échantillons ; en bas, les variables mesurées sur tous les échantillons (N = 141).

Le premier axe correspond ainsi à la distinction relative à la profondeur de l'horizon et oppose les horizons de surface (à droite) plus riches en COT, en racines, en éléments nutritifs, plus poreux, aux horizons de profondeur. Le deuxième axe correspond à un gradient de contamination. Le facteur exprimé ici est donc principalement topographique avec une différenciation des sols de haut de versant contaminés d'un côté et ceux moins contaminés sur RAT en milieu et bas de versant. L'acidité (facteur 3), la granulométrie (facteurs 4 et 5), et les teneurs totales en Fe et Al ont relativement peu de poids dans l'analyse.

Ceci revient à dire également qu'à cette échelle globale il n'existe pas de relation claire entre les teneurs en métaux (Cu et Co) et la profondeur. La deuxième analyse sur l'ensemble des échantillons confirme l'importance et l'indépendance relative des facteurs «contamination» et «profondeur» (Figure 3 bas).

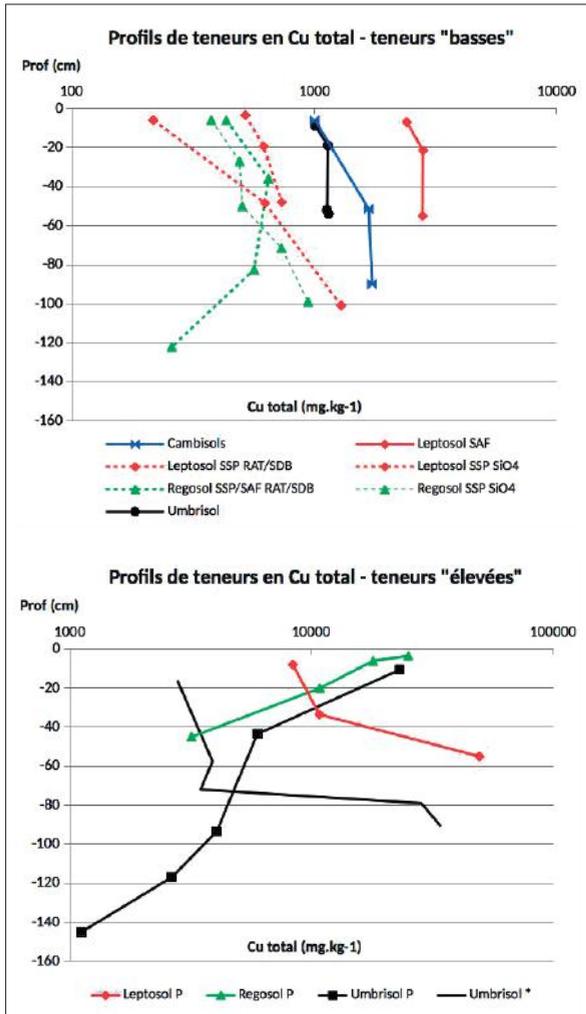
### 3.5. Distribution verticale des teneurs en Cu et Co

La distribution verticale des teneurs en Cu et Co a été étudiée à travers les profils de teneurs totales (Figure 4) pour les différents sols et leurs unités de végétation. On observe d'abord que les Cambisols présentent des profils très similaires les uns des autres et des teneurs en surface inférieures à celles de subsurface ( $> 50$  cm). Parmi les Leptosols, on peut différencier ceux sous savane arbustive, qui présentent des niveaux de teneurs entre 1 000 et 2 500  $\text{mg.kg}^{-1}$  de Cu dans les 50 premiers centimètres, ceux sous savane steppique de pente sur matériaux argileux, qui présentent des profils de teneurs relativement homogènes également mais avec des teneurs plus faibles (entre 500 et 1 500  $\text{mg.kg}^{-1}$ ), les Leptosols sur roches siliceuses qui montrent un fort gradient vertical de la surface (peu contaminée) vers la profondeur plus riche et enfin un Leptosol sous pelouse marqué par un gradient encore plus fort entre la surface contaminée et la profondeur fortement caillouteuse.

Les Regosols peuvent également être distingués en fonction de la végétation et de la nature de la roche-mère. Les Regosols sur RAT et SDB constituent un groupe assez variable dans les gammes de teneurs présentées d'un profil à l'autre, mais peu différenciés au sein d'un profil. L'allure typique toutefois est celle d'un maximum de teneur entre 30 et 50 cm de profondeur. Sur roche siliceuse, la tendance est à une augmentation progressive de la surface vers la profondeur. Le Regosol sous pelouse montre également un net enrichissement des horizons en profondeur ( $> 10\,000$   $\text{mg.kg}^{-1}$  Cu). En ce qui concerne les Umbrisols, on observe soit des profils verticaux très homogènes dans des gammes de teneurs comprises entre 1 000 et 2 500  $\text{mg.kg}^{-1}$  de Cu, soit des profils présentant une forte discontinuité à moyenne profondeur, ou en bas de profil (Figure 4), soit des sols sous pelouses fortement contaminés en surface.

Un indicateur de l'hétérogénéité verticale des profils peut être calculé par le rapport entre les teneurs maximum et minimum rencontrées sur le profil, à l'instar de l'indice de différenciation texturale (ID; Baize, 2000). On obtient ainsi les gammes de variation (percentiles 25 et 75) suivantes : Cambisol (1,2 - 1,7) < Leptosol (1,3 - 2,6) < Regosol (1,5 - 2,7) < Umbrisol (1,1 - 4,4). Les  $\text{IDCu} > 2,5$  correspondent presque tous à des pelouses.

Les constats pour les teneurs totales en Co sont globalement les mêmes si ce n'est que les Leptosols et les Cambisols se démarquent beaucoup plus des Regosols et Umbrisols par des niveaux de teneurs en Co plus faibles. On constate également que les indices de forte différenciation au sein du profil ( $> 5$ ) sont plus nombreux que pour le Cu. Il s'agit en majorité de sols sur pelouse, à l'exception de deux sols de  $F_{\text{IX}}$  développés sur roches siliceuses, et à fort enrichissement en Co à moyenne profondeur.



**Figure 4.** Courbes enveloppes et profils de teneurs totales en Cu (en  $\text{mg.kg}^{-1}$ ) en fonction des sols, des roches (RAT/SDB - Roches Argilo-Talqueuses et Shales de Base = roches à minéraux argileux;  $\text{SiO}_4$  : roches siliceuses) et les Unités de Végétation (P : Pelouse; SSP : Savane steppique de pente; SAF : Savane arbustive et forêt claire).

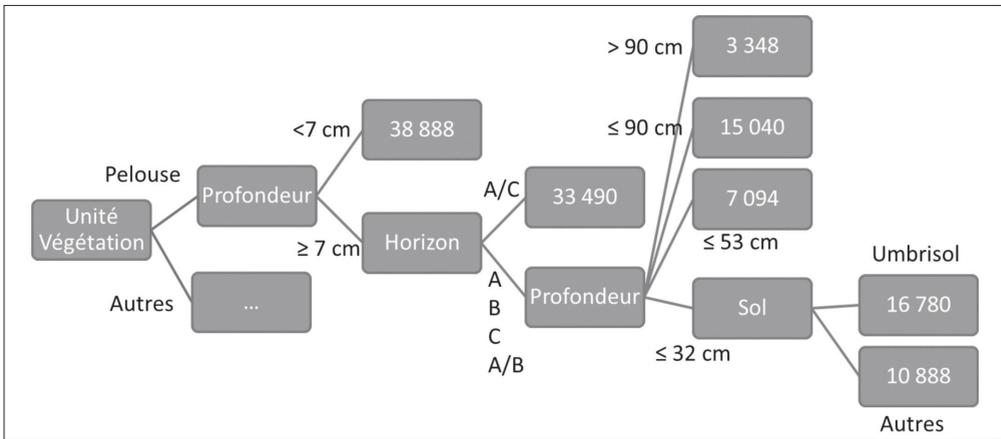
On peut dès lors conclure que, pour un type de sol donné, la variabilité des teneurs en Cu et Co entre les profils est souvent plus importante que la variabilité entre horizons d'un même profil. Néanmoins, les profils de teneurs sous les pelouses sont généralement fortement différenciés verticalement et les niveaux de teneurs totales dans l'ensemble du profil jusqu'à 80 cm sont supérieurs à ceux mesurés sous les autres unités. On constate également une plus grande variabilité en surface par rapport à la profondeur, et, pour certaines situations, des teneurs plus faibles en surface qu'à 50 cm, exception faite des pelouses.

### 3.6. Niveaux pertinents de regroupement des horizons en unités de paysage

L'identification des facteurs permettant un regroupement des volumes de sols étudiés, les horizons, a été réalisée sur base d'une analyse par arbre de régression. Les caractéristiques descriptives suivantes ont été utilisées : type d'horizon (A, B, C,

transitions), profondeur moyenne de l'horizon, type de sol WRB, nature du matériau parental et unité de végétation. L'objectif étant de prédire les niveaux moyens de Cu ou de Co dans les sols en fonction de critères pédopaysagers, quelle que soit la profondeur envisagée.

Les résultats dépendent des paramètres utilisés pour les regroupements et notamment du nombre minimum d'objets requis dans un regroupement. Ainsi, il apparaît que si on définit que les groupes doivent être composés d'au moins 5 horizons, seule l'unité de végétation est un élément pertinent de stratification pour le Cu, distinguant les pelouses (moyenne = 16 600 mg.kg<sup>-1</sup>) des autres unités (2 556 mg.kg<sup>-1</sup>) (coefficient de détermination,  $R^2 = 0,446$ ). Par contre, si l'on fixe le nombre minimum à 2, la classification aboutit à 32 groupes et inclut tous les paramètres descriptifs ( $R^2 = 0,588$ ). Le premier niveau de regroupement reste la pelouse (Figure 5) mais le type d'horizon et sa profondeur moyenne permettent de distinguer des groupes et notamment de prendre en compte la distribution verticale du Cu. Pour les autres unités de végétation, le type de sol, le type de roche et la profondeur aboutissent à un arbre très diversifié avec seulement 2 à 4 exemples au sein de chaque groupe.



**Figure 5.** Arbre de régression de la teneur en Cu total en fonction des caractéristiques descriptives relatives aux types d'horizon, de sol, de lithologie et d'unités de végétation. Extrait lié aux pelouses.

En ce qui concerne le Co, la régression avec minimum 5 éléments par groupe aboutit à un arbre déjà diversifié qui comprend 13 groupes de 5 ( $R^2 = 0,397$ ). Le premier critère est la pelouse, qui peut ensuite être divisé en deux groupes selon leur proximité à la surface (horizons A et transitions, contre horizons B et C). Pour les autres unités de végétation, ce sont les Umbrisols sur RAT qui se distinguent, puis les matériaux parentaux des Umbrisols sur roches siliceuses. Dans les autres sols, les matériaux parentaux et la profondeur des horizons sont également des éléments de stratification des teneurs en Co<sub>total</sub>. Avec un nombre minimum fixé à 2, le modèle fournit un arbre à 32 groupes, comme pour le Cu, qui n'est pas meilleur ( $R^2 = 0,385$ ). Comme on le constate à la lecture des  $R^2$ , la variation résiduelle des modèles reste assez élevée pour le Co.

La pelouse est, dans tous les cas, l'élément paysager le plus important pour caractériser la distribution spatiale du Cu et du Co dans les collines. Dans un deuxième temps, la profondeur de l'horizon permet de nuancer ce groupe, car il s'agit en général d'enrichissements de surface. Pour les autres unités de végétation, ce sont les caractéristiques des sols qui apparaissent comme des éléments de discrimination, par l'association du type de sol et du matériau parental ainsi que la profondeur des horizons. Même si les arbres apparaissent relativement touffus, ils confirment la différenciation verticale des teneurs en Cu et Co et l'importance du type de sol et de la lithologie dans cette différenciation.

## 4. Conclusions

Cette étude a été réalisée pour caractériser les distributions spatiales du Cu et du Co dans les sols, évaluer les relations entre ces éléments et d'autres caractéristiques du sol, et identifier des unités de paysage au sein de cinq collines cupro-cobalticoles de Fungurume ( $F_I$ ,  $F_{III}$ ,  $F_V$ ,  $F_{VIII}$  et  $F_{IX}$ ).

La diversité des matériaux parentaux apparaît comme un élément important de la distribution des unités paysagères, sols et végétation. La lithologie a un effet sur les dimensions verticales et topographiques de la distribution du Cu et du Co. La topographie et le mouvement de l'eau affectent par ailleurs la redistribution des éléments métalliques dans les collines.

Les pelouses constituent l'indicateur le plus évident de teneurs élevées en Cu et Co dans les sols. L'enrichissement en surface y est généralement important, mais les niveaux de teneurs en profondeur restent élevés par rapport aux autres unités étudiées, indépendamment du type de sol. Sous les autres unités de végétation, le sol, par l'intermédiaire du matériau parental et du degré de développement du profil (différenciation verticale), constitue un facteur de prédiction significatif des teneurs en Cu et Co, même si la variabilité au sein des types de sol est importante.

L'étude des profils, enfin, montre que les niveaux de teneurs en Cu et Co sont élevés en profondeur également et que, à l'exception des pelouses, l'enrichissement en surface est peu important par rapport aux horizons situés à 50 cm de profondeur. Ceci tend à montrer que des contraintes chimiques au développement de la végétation sont présentes sur une profondeur plus importante que celle généralement prise en considération dans les études des collines, à savoir 0-10 ou 0-15 cm.

## Bibliographie

- Baize D., 1997. *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)*. Paris : INRA.
- Baize D., 2000. *Guide des analyses en pédologie*. Paris : QUAE.
- Boisson S. et al., 2015. Potential of copper-tolerant grasses to implement phytostabilisation strategies on polluted soils in South DR Congo. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **23**(14), 13693-13705.

- Colinet G., 2003. *Éléments traces métalliques dans les sols. Contribution à la connaissance des déterminants de leur distribution spatiale en région limoneuse belge*. Thèse de doctorat : Faculté Universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux, Gembloux, Belgique.
- Colinet G. et al., 2004. Intérêt d'une stratification pédologique pour la constitution de référentiels régionaux sur les teneurs en éléments traces métalliques dans les sols de Wallonie. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **8**(2), 83-94.
- Delecour F. & Kindermans M., 1980. *Manuel de description des sols*. Gembloux, Belgique : Service de Science du sol, Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux.
- Duvigneaud P., 1958. La végétation du Katanga et de ses sols métallifères. *Bull. Soc. R. Bot. Belg.*, **90**, 127-278.
- Duvigneaud P. & Denaeyer-De Smet S., 1963. Cuivre et végétation au Katanga. *Bull. Soc. R. Bot. Belg.*, **96**, 92-231.
- FAO, 2006. *Guidelines for soil description*. Rome: FAO.
- FAO, 2014. *World reference base for soil resources 2014*. World Soil Resources Report 106. Rome: FAO.
- Faucon M.-P. et al., 2011. May rare metallophytes benefit from disturbed soils following mining activity? The case of the *Crepidiorhopalon tenuis* in Katanga (D.R. Congo). *Restor. Ecol.*, **19**, 333-343. <http://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00585.x>
- Fay I. & Barton M.D., 2012. Alteration and ore distribution in the Proterozoic Mines Series, Tenke-Fungurume Cu-Co district, Democratic Republic of Congo. *Miner. Deposita*, **47**, 501-519. <http://doi.org/10.1007/s00126-011-0391-2>
- Houba V.J. G., Lexmond T.M., Novozamsky I. & van der Lee J.J., 1996. State of the art and future developments in soil analysis for bioavailability assessment. *Sci. Total Environ.*, **178**, 21-28. [http://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04793-X](http://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04793-X)
- Ilunga Wa Ilunga E. et al., 2013. Small-scale diversity of plant communities and distribution of species niches on a copper rock outcrop in Upper Katanga, D.R. Congo. *Plant Ecol. Evol.*, **146**, 173-182.
- Kampunzu A.B. et al., 2009. Sediment-hosted Zn-Pb-Cu deposits in the Central African Copperbelt. *Ore Geol. Rev.*, **35**, 263-297.
- Kaya Muyumba D. et al., 2015. Caractérisation des systèmes sols-plantes dans les collines de l'arc cuprifère du Katanga (synthèse bibliographique). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **19**(2), 204-214.
- Lakanen E. & Erviö R., 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agral. Fenn.*, **123**, 223-232.
- Lozet J. & Mathieu C., 2002. *Dictionnaire de Science du Sol*. 4<sup>e</sup>éd. Paris : Tech&Doc. Lavoisier.
- Saad L. et al., 2012. Investigating the vegetation-soil relationships on the copper-cobalt rock outcrops of Katanga (D.R. Congo), an essential step in a biodiversity conservation plan. *Restor. Ecol.*, **20**, 405-415.
- Séleck M. et al., 2013. Chemical soil factors influencing plant assemblages along copper-cobalt gradients: implications for conservation and restoration. *Plant Soil*, **373**, 455-469.
- Therneau T.M., Atkinson E.J. & Mayo Foundation, 2015. An introduction to recursive partitioning using the RPART routines. CRAN depository: <https://cran.r-project.org>
- Van Ranst E., Verloo M., Demeyer A. & Pauwels M., 1999. *Manual for the soil chemistry and fertility laboratory-analytical methods for soils and plants, equipment, and management of consumables*. Gent, Belgium: University of Ghent, International Training Centre for Post-Graduate Soil Scientists.
- Whittaker R.H., 1954. The ecology of serpentine soils: A symposium. I. Introduction. *Ecology*, **35**(2), 258-288.

# 9

---

## Phytostabilisation des sols contaminés au Katanga : résultats d'expérimentations sur la sélection d'espèces ligneuses combinée à des doses croissantes d'amendements

Michel MPUNDU MUBEMBA, Amandine LIÉNARD, Mylor NGOY SHUTCHA,  
Michel NGONGO LUHEMBWE, Gilles COLINET\*

Des amendements calcaires ou organiques ont été appliqués sur des sols contaminés en éléments traces métalliques (ETM) en vue de sélectionner des espèces ligneuses candidates pour une phytostabilisation dans la ville de Lubumbashi. Deux expériences ont été conduites en pots sous serre pendant une période de 90 jours. Dans la première expérience, le comportement des espèces ligneuses *Albizia lebeck*, *Eucalyptus citriodora*, *Acacia spectabilis*, *Cassia siamea*, *Acacia cultriformis*, *Albizia adianthifolia* et *Leucaena leucocephala* a été étudié sur un sol contaminé du quartier Gécamines ayant reçu trois doses croissantes de calcaire, sur un sol non contaminé et un sol contaminé sans amendement. Dans la seconde expérience, le sol contaminé a reçu des combinaisons de calcaire et de compost, et seule l'espèce ligneuse *L. leucocephala* a été utilisée comme plante-test. Les propriétés du sol, dont les teneurs en éléments disponibles et solubles, ont été mesurées pour chaque traitement. La levée, la survie et la taille des plantes ont été évaluées à la fin de l'expérience. Les amendements ont augmenté le pH du sol et réduit la phytodisponibilité des ETM de 17 à 50% avec l'application de calcaire et de 33 à 70% avec le mélange calcaire-compost. L'espèce *L. leucocephala* semble être la meilleure candidate pour la phytostabilisation des sols contaminés au Katanga, suite à sa tolérance aux métaux lourds et sa forte capacité de production de graines et de plantules, que le sol soit contaminé ou non.

### **Phytostabilisation of contaminated soils in Katanga: results from experiments on the selection of ligneous species combined with increasing amendment levels**

Limestone and organic amendments were added to soils contaminated with trace metals in order to select ligneous species able to grow on such soils in Lubumbashi, to stabilize the present contaminants and to avoid their dissipation in the environment. Two pot trials were conducted under greenhouse conditions during 90 days. In the first experiment, the behaviour of trees *Albizia lebeck*, *Eucalyptus citriodora*, *Acacia spectabilis*, *Cassia siamea*, *Acacia cultriformis*, *Albizia adianthifolia* and *Leucaena leucocephala* was studied on a contaminated soil from the quartier Gécamines

---

Bogaert J., Colinet G. & Mahy G., 2018. *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège – Agronomie-Gembloux.

after addition of one of three levels of limestone, on one non contaminated soil and one contaminated soil without any amendment. In the second trial, the contaminated soil received different combinations of limestone levels and compost and only *L. leucocephala* was tested. Soil properties, including available and soluble contents of trace metals, were measured for each treatment. The emergence and survival rates and the size of the plants were evaluated at the end of the experiment. Amendments generated a rise of soil pH and a decrease of phytoavailability of trace metals from 17 to 50% after application of limestone and from 33 to 70% when limestone-compost mixtures were applied. *L. leucocephala* appeared to be the most relevant species for phytostabilisation of contaminated soils due to its tolerance to trace metals and to its high capacity to produce grains and seedlings regardless the level of soil contamination.

## 1. Introduction

Le développement de la ville de Lubumbashi est intimement lié à l'extraction minière et au traitement industriel des minerais de cuivre, qui connaissent actuellement un regain d'activités impressionnant dans tout le Katanga.

Une dizaine de types de perturbations engendrées par l'exploitation minière ont été recensés dans l'hinterland minier du Katanga, notamment les sites métallurgiques pré-coloniaux, les tranchées de prospection, les mines à ciel ouvert, les remblais, les ballasts des voies ferrées, les bassins de décantation, les accotements de routes, les sites de lavage des roches ou le ré-envol des poussières (Leteinturier et al., 1999).

Dans la région de Lubumbashi, il a été démontré que les émissions de SO<sub>2</sub> par la cheminée du four de l'usine d'extraction et de transformation du cuivre de la Gécamines étaient responsables de pluies acides (Mbenza et al., 1989) néfastes pour les êtres vivants et en particulier pour les végétaux. De plus, il a été constaté que le secteur situé sous les vents alizés du sud-est par rapport à l'usine (connu comme quartier Gécamines ou Penga Penga) présente des sols enrichis en cuivre et autres éléments traces métalliques (ETM) suite aux retombées de poussières métallifères de l'usine pendant plus d'un demi-siècle. Cette situation a favorisé le remplacement de la forêt claire originelle du *miombo* par une steppe courte au sein de laquelle on retrouve beaucoup d'espèces de la flore cupricole (Malaisse, 1997), ainsi que de vastes zones de sol dénudé.

L'absence de végétation favorise la dispersion de particules de sol contaminées vers les autres compartiments de l'environnement (sols de jardins, végétaux, air, eaux de surface et eaux souterraines) par érosion hydrique et éolienne (Vangronsveld et al., 1991; Vangronsveld et al., 1995a; Vangronsveld et al., 1995b; Mubemba et al., 2014). De plus, l'étude réalisée par Banza et al. (2009) a mis en évidence des niveaux potentiellement toxiques en métaux dans les urines des habitants de Penga Penga ainsi que dans d'autres sites miniers du Katanga.

Les techniques classiques de remédiation des sols sont généralement onéreuses et détruisent souvent les composants biotiques du milieu. La phytostabilisation permet de réduire considérablement le coût de la remédiation des sols contaminés par les ETM (Ford et al., 2004). Cette technique associe des plantes tolérantes aux ETM et des amendements afin de réduire la mobilité des ETM en diminuant leur migration verti-

cale ainsi que leur transport par l'eau et le vent (Salt et al., 1995 ; Berti & Cunningham, 2000). Elle ne s'applique toutefois pas à toutes les situations de contamination, notamment dans les cas de toxicité aigüe pour les organismes biologiques. L'application d'amendements vise à faciliter l'installation du couvert végétal grâce à la réduction de la biodisponibilité des ETM par élévation du pH dans les sols ou modification de la capacité de fixation du sol (Berti & Cunningham, 2000 ; Madejon et al., 2006 ; Mench et al., 2006 ; Kumpiene et al., 2008). Certains amendements tels que les zéolites (Gworek, 1992a ; Gworek, 1992b ; Rebedea & Lepp, 1994 ; Chlopecka & Adriano, 1996), la béringite (Vangronsveld et al., 1991 ; Mench et al., 1994a ; Vangronsveld et al., 1995a ; Vangronsveld et al., 1995b ; Vangronsveld et al., 1996), les grenailles d'acier (Mench et al., 1994b ; Sappin-Didier et al., 1997), l'hydroxyapatite (Ma et al., 1993 ; Laperche et al., 1996 ; Liénard & Colinet, 2014) ont été fréquemment testés en vue d'une stabilisation physico-chimique des ETM.

En région tropicale, peu d'études de phytostabilisation des sites perturbés par l'activité minière sont disponibles. Néanmoins, certains chercheurs (Cunningham & Ow, 1996 ; Neuman et al., 1997 ; Ye et al. 2000 ; Bleeker et al., 2002 ; Grant et al., 2002 ; Wong, 2003 ; Arienzo et al., 2004 ; Hao et al., 2004 ; Tripathi et al., 2004 ; Kucharski et al., 2005 ; Shutcha et al., 2015) ont testé avec succès des combinaisons de plantes tolérantes et d'amendements. Shutcha et al. (2010) ont montré que l'application de chaux et de compost permettait de réduire la biodisponibilité du Cu dans des sols contaminés artificiellement au sulfate de cuivre, permettant ainsi l'installation des espèces herbacées *Rendlia altera*, *Cynodon dactylon* et *Monocymbium ceresiiforme*.

La présente étude vise à évaluer, i) la réduction de la disponibilité des ETM dans les sols par l'application de calcaire et de compost, ii) la capacité d'espèces ligneuses pour la phytostabilisation et, iii) les doses optimales d'amendements pour la remédiation des sols contaminés en ETM au Katanga.

## 2. Matériel et méthodes

### 2.1. Dispositifs expérimentaux

Les expériences ont été conduites en pots placés sous serre plastique dans le jardin expérimental de la Faculté des Sciences Agronomiques de l'Université de Lubumbashi en 2007 et 2008. Les sols ont été prélevés dans la couche superficielle (0-20 cm) d'un site contaminé (quartier Penga Penga à Lubumbashi). Le site est situé au nord-ouest de la cheminée des usines Gécamines, dans la direction des vents dominants, et présente un sol très dégradé qui nécessite une réhabilitation. Le sol appartient à la série Baya (A3) (Sys & Schmitz, 1959) selon la classification INEAC (Institut National pour l'Étude Agronomique du Congo belge) ou aux Alisols ferri-endo-squelettiques brun-jaunes selon la WRB (FAO, 2008). Le sol du jardin expérimental de la Faculté des Sciences Agronomiques de l'Université de Lubumbashi a été utilisé comme témoin peu contaminé de la ville de Lubumbashi. Les amendements appliqués sont du calcaire dolomitique ( $\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$ ) et du compost fabriqué à partir de résidus de jacinthes d'eau (Tableau 1).

Les deux expérimentations ont été conduites sous serre suivant un dispositif en blocs aléatoires avec quatre répétitions.

**Tableau 1.** Résultats d'analyse des plantes et du compost de jacinthes d'eau (*Eichornia crassipes*) récoltées dans la rivière Lubumbashi (MO : matière organique).

Variable	Plantes (jacinthes)	Compost (jacinthes)
pH	-	8,3
C/N	44,8	-
MO (%)	-	38,6
Éléments (mg.kg <sup>-1</sup> )		
Ca	24 200	1 000
Mg	4 530	534
K	25 800	3 090
P	648	81
Fe	7 970	59
Mn	1 310	206
Zn	102	57
Cu	-	4,3
Na	1 240	111

L'expérience 1 reprend sept espèces ligneuses cultivées en pots dans 1 kg de sol contaminé auquel est ajouté le calcaire dans les proportions suivantes : 0% (SA), 0,5% (H<sub>1</sub>), 1% (H<sub>2</sub>), 1,5% (H<sub>3</sub>) de calcaire (Tableau 2). Le témoin (T) correspond au sol argilo-sableux du jardin expérimental. Les espèces ligneuses qui ont été semées sont *Albizia adianthifolia* (Schumach.) W. F. Wight. (E1), *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (E2), *Acacia cultriformis* A. Cunn. (E3), *Albizia lebbek* (L.) Benth. (E4), *Eucalyptus citriodora* Hook. (E5), *Acacia spectabilis* A.Cunn. ex Benth. (E6), *Cassia siamea* Lam. (*C. florida* Vahl) (E7) (Tableau 2).

**Tableau 2.** Dispositif expérimental pour les deux essais en pots (Lubumbashi, 2007 et 2008).

Expérience	1		2	
Sols	T	Sol de référence non contaminé	T	Sol de référence non contaminé
	SA	Sol de référence contaminé	SA	Sol de référence contaminé
Traitements	H <sub>1</sub>	SA + 0,5% de calcaire	H <sub>1</sub> C <sub>1</sub>	H <sub>1</sub> + 3,5% compost
	H <sub>2</sub>	SA + 1,0% de calcaire	H <sub>1</sub> C <sub>2</sub>	H <sub>1</sub> + 10,5% compost
	H <sub>3</sub>	SA + 1,5% de calcaire	H <sub>3</sub> C <sub>1</sub>	H <sub>3</sub> + 3,5% compost
			H <sub>3</sub> C <sub>2</sub>	H <sub>3</sub> + 10,5% compost
Plantes	E1 : <i>A. adianthifolia</i> ; E2 : <i>L. leucocephala</i> ; E3 : <i>A. cultriformis</i> ; E4 : <i>A. lebbek</i> ; E5 : <i>E. citriodora</i> ; E6 : <i>A. spectabilis</i> et E7 : <i>C. siamea</i>		E2 : <i>L. leucocephala</i>	

L'expérience 2 reprend une seule espèce ligneuse *L. leucocephala* (E2) cultivée en pot dans 1 kg de sol contaminé auquel sont ajoutés les combinaisons calcaire-compost dans les proportions suivantes : 0% (SA), 0,5% + 3,5% (H<sub>1</sub>C<sub>1</sub>), 0,5% + 10,5% (H<sub>1</sub>C<sub>2</sub>), 1,5% + 3,5% (H<sub>3</sub>C<sub>1</sub>) et 1,5% + 10,5% (H<sub>3</sub>C<sub>2</sub>).

Durant les 15 jours qui précèdent le semis des essences, les sols avec ou sans traitements ont été arrosés avec 50 ml d'eau et laissés à température ambiante (20°C en moyenne). Le semis a été effectué en septembre 2007 pour l'expérience 1 et en janvier 2008 pour l'expérience 2. Dans chaque pot, six graines ont été semées et un seul individu a été conservé après 15 jours. Les pots sont arrosés quotidiennement à raison de 50 ml et un binage superficiel est effectué tous les 15 jours pour éliminer les adventices et favoriser l'infiltration de l'eau. Le taux de levée des graines à 7 jours, le taux de survie et la taille des plants à 90 jours ont été observés pour l'ensemble des pots.

## 2.2. Analyses chimiques

En vue des analyses chimiques, des échantillons de sols ont été prélevés 105 jours après application des amendements pour les deux expérimentations. Les échantillons de sols ont été séchés et tamisés à 2 mm à Lubumbashi. Les analyses chimiques ont été réalisées au laboratoire de Science du Sol de Gembloux Agro-Bio Tech (Université de Liège, Belgique).

Les  $\text{pH}_{\text{eau}}$  et  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  (1 M) ont été mesurés par potentiométrie après agitation durant 2 h de 20 g de terre dans 50 ml de solution puis centrifugation à 3000 tours/min pendant 10 min.

Les concentrations en éléments solubles ont été évaluées par extraction au  $\text{CaCl}_2$  0,01 M (1:5; m:v) après 72 h d'agitation et mesurées par spectrométrie d'absorption atomique (AAS, VARIAN 220, Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA). Les éléments disponibles ont été extraits à l'acétate d'ammonium 0,5 N + EDTA tamponné à pH 4,65 (Lakanen & Erviö, 1971) et mesurés par AAS.

## 2.3. Analyses statistiques

Les résultats ont été traités à l'aide du logiciel Statistica 07 et soumis au test de Fischer (*Least Significant Difference*) en vue de comparer les différentes moyennes entre elles.

# 3. Résultats et discussion

## 3.1. Caractérisation des sols

Les principales caractéristiques chimiques des sols contaminés de Penga Penga (SA) et du sol témoin (T) sont reprises dans le tableau 3.

Les teneurs disponibles en ETM (Cu, Co, Zn, Cd et Pb) dans le sol SA sont extrêmement élevées par rapport au sol T. On peut considérer que les teneurs mesurées en Cu et Zn disponibles sont phytotoxiques car elles sont supérieures aux valeurs proposées par Coppenet (1981) et Coppenet et al. (1993) avec 120 ppm de Cu et 100 ppm de Zn ou par Cheverry (1994) avec 167 ppm de Cu. De fait, les teneurs en Cu disponibles mesurées sur SA sont 625 fois supérieures à celles mesurées sur T et plus de 100 fois supérieures aux seuils de phytotoxicité définis par Coppenet (1981), Coppenet et al. (1993) et Cheverry (1994).

Les teneurs en Cu et Pb disponibles du sol SA sont largement supérieures aux teneurs solubles extraites au  $\text{CaCl}_2$  (0,01 M), soit 57 et 65 fois plus élevées (Tableau 3).

**Tableau 3.** Caractéristiques chimiques mesurées dans les sols des deux expériences (voir légende au Tableau 2).

Variable	Sol/Traitement								
	T	SA	H <sub>1</sub>	H <sub>2</sub>	H <sub>3</sub>	H <sub>1</sub> C <sub>1</sub>	H <sub>1</sub> C <sub>2</sub>	H <sub>3</sub> C <sub>1</sub>	H <sub>3</sub> C <sub>2</sub>
pH <sub>cau</sub>	5,6	5,0	6,8	7,0	7,7	6,6	7,1	7,9	8,0
pH <sub>KCl</sub>	-	4,9	6,3	6,4	7,3	6,0	6,7	7,8	7,7
C/N	12,6	16,2	16,1	15,7	15,7	14,5	14,1	15,0	14,8
Teneurs disponibles (mg.kg <sup>-1</sup> )*									
Cu	34,0	21 288,0	16 634,0	8 277,0	7 211,0	6 087,0	6 646,0	6 490,0	5 955,0
Co	4,0	78,0	67,3	56,6	53,2	63,1	63,7	38,2	35,3
Zn	110,0	398,0	337,0	321,0	327,0	457,0	407,0	340,0	276,0
Pb	8,7	616,0	542,0	463,0	474,0	435,0	472,0	302,0	283,0
Cd	0,6	10,9	9,0	8,0	8,2	10,3	11,5	10,8	9,8
Teneurs solubles (mg.kg <sup>-1</sup> )**									
Cu	2,2	375,0	19,1	0,5	0,6	1,1	0,5	0,3	0,4
Co	-	71,3	2,0	0,7	0,4	1,2	0,5	0,1	0,2
Pb	-	9,5	1,1	1,2	0,9	0,6	0,8	0,8	0,7

\* Disponible ( $\text{CH}_3\text{COONH}_4$  + EDTA pH 4,65).

\*\* Soluble ( $\text{CaCl}_2$  0,01M).

### 3.2. Effet des amendements sur le pH du sol

Les applications des traitements avec le calcaire (H<sub>1</sub>, H<sub>2</sub> et H<sub>3</sub>) et les combinaisons calcaire-compost (H<sub>1</sub>C<sub>1</sub>, H<sub>1</sub>C<sub>2</sub>, H<sub>3</sub>C<sub>1</sub>, H<sub>3</sub>C<sub>2</sub>) ont permis d'augmenter systématiquement les valeurs de pH<sub>cau</sub> et pH<sub>KCl</sub> (Tableau 3). Les traitements H<sub>1</sub>, H<sub>2</sub>, H<sub>1</sub>C<sub>1</sub> et H<sub>1</sub>C<sub>2</sub> ont permis d'atteindre des valeurs de pH neutres et des valeurs basiques pour les traitements H<sub>3</sub>, H<sub>3</sub>C<sub>1</sub> et H<sub>3</sub>C<sub>2</sub> (Baize, 2004). De plus, on constate que la valeur de pH<sub>cau</sub> mesurée après traitement est également supérieure d'au moins une unité à celle du sol témoin. Cette augmentation du pH du sol après l'addition d'amendements à base de calcaire ou de calcaire dolomitique a été largement exploitée en agriculture. L'ensemble des processus en cours dans la matrice sol après un chaulage conduit à une augmentation du pH des sols acides jusqu'à atteindre des valeurs où la disponibilité des nutriments est maximale (par exemple, dans une gamme de pH proche de 6) (Paradelo et al., 2015).

### 3.3. Effet des amendements sur la disponibilité des ETM

Suite à l'application des traitements, les teneurs disponibles et solubles en ETM mesurées dans les sols ont diminué (Tableau 3).

L'augmentation du pH observée suite à l'apport de calcaire dans les sols contaminés de Penga Penga peut expliquer la réduction des fractions solubles (Chaignon et al., 2003; Madejon et al., 2006). Brallier et al. (1996) et Kabata-Pendias & Pendias (2001) ont démontré par leurs études que, de manière générale, la mobilité des ETM

diminue avec l'augmentation du pH dans les sols. Les divers processus induits par les différents amendements dans la réduction de la biodisponibilité des ETM sont : l'adsorption sur les surfaces minérales, la formation des complexes stables avec les ligands organiques, la précipitation en surface et l'échange ionique (Kumpiene et al., 2008; Kumpiene, 2010). La stabilité du Cu dans le sol est fortement corrélée avec le pH et dépend également d'après Kabata-Pendias & Pendias (2001) de la présence de carbonates, phosphates et argiles dans les sols. La diminution de plus de 50% de la fraction disponible en Cu observée suite au traitement H<sub>2</sub> et à l'augmentation de deux unités du pH<sub>cau</sub> corrobore l'ensemble des observations réalisées dans le cadre d'autres études scientifiques (Lombi et al., 2002; Simon, 2005; Geebelen et al., 2006). De plus, la combinaison calcaire-compost (H<sub>1</sub>C<sub>1</sub>) conduit à une diminution similaire de la fraction mobile malgré une augmentation plus faible du pH<sub>cau</sub> de l'ordre de 1,5 unité. Cette observation a été mise en évidence par d'autres études (Kiikkilä, 2003; Shutcha et al., 2010) et s'explique notamment par l'affinité du Cu et Co pour la matière organique (Ye et al., 2000; Kabata-Pendias & Pendias, 2001; Faucon et al., 2009).

Les teneurs en Cu et Co disponibles sont inversement corrélées au pH<sub>cau</sub> avec un coefficient de corrélation  $r = -0,801$  (Cu) et  $r = -0,882$  (Co). Par contre, la teneur en Cu disponible augmente proportionnellement avec la teneur en Co disponible ( $r = 0,718$ ). Il apparaît que les teneurs en Cu et Co dans les sols de Penga Penga sont fortement liées, comme constaté par Faucon et al. (2009) et Shutcha et al. (2015).

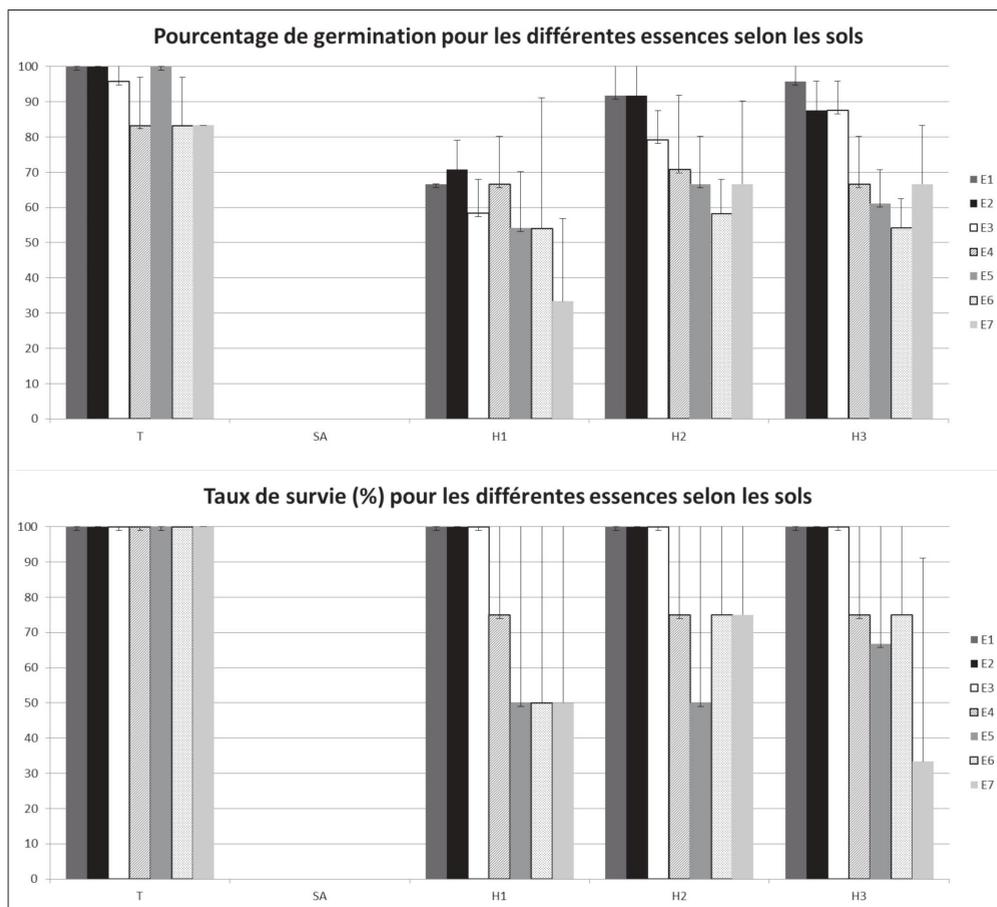
Il ressort de cette étude que la mobilité potentielle des ETM dans le sol diminue en fonction de la dose d'amendement appliquée, ce qui a également été constaté par les études de Boisson et al. (1999) et Juwarkar & Jambhulkar (2008).

Les traitements sont particulièrement efficaces sur la fraction soluble avec des diminutions de teneurs allant de 88,9% à 98,2% après application de calcaire. La diminution est moins systématique pour les teneurs en ETM disponibles avec une gamme allant de 17,0 à 49,7% de réduction par rapport au sol sans amendement. Il s'agit d'un effet dû aux propriétés de l'extractif chimique plus agressif et tamponné à pH = 4,65 par rapport au CaCl<sub>2</sub> qui est directement sous l'influence du pH. L'application de calcaire combinée au compost est plus efficace avec des diminutions allant de 33 à 70% et de 92 à 100% pour les teneurs disponibles et solubles, respectivement.

Malgré les réductions observées dans les sols après application des amendements, les teneurs disponibles en ETM restent élevées par rapport au sol de référence (I), aux teneurs maximales d'anomalies reprises par Kabata-Pendias & Pendias (2001) et aux seuils de phytotoxicité proposés par Coppenet (1981), Coppenet et al. (1993), Chevrery (1994) ainsi que par Bourrelier & Berthelin (1998).

### 3.4. Effet des traitements sur le taux de levée, le taux de survie et la taille des espèces ligneuses

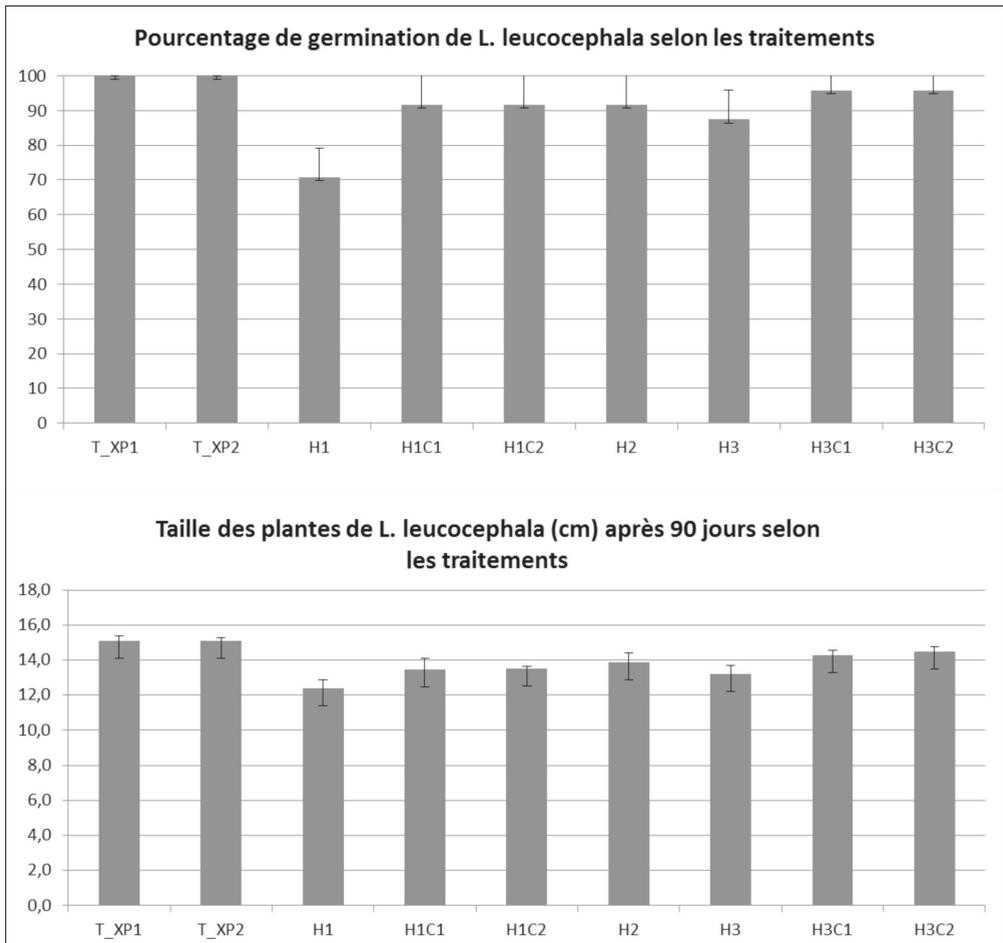
Les résultats indiquent que l'application des traitements calcaire (H<sub>1</sub>, H<sub>2</sub> et H<sub>3</sub>) est essentielle pour obtenir une réponse plante puisque qu'aucune graine, toutes espèces confondues, n'a germé sur le sol non amendé (SA) (Figure 1). Le facteur dose



**Figure 1.** Représentation du taux de levée en % (haut), du taux de survie en % (bas) des différentes espèces ligneuses en fonction de la dose de calcaire apportée dans l'expérience 1 (voir légende au Tableau 2).

de calcaire influence le taux moyen de levée des essences. L'analyse montre que les traitements  $H_2$  et  $H_3$  sont significativement différents du traitement  $H_1$  avec un taux de levée supérieur ( $p < 0,05$ ) (Figure 1). Le sol de référence (T) enregistre le taux de germination le plus élevé, ce qui est cohérent avec les faibles teneurs en ETM dosées sur ce sol. Le taux de survie ainsi que la taille des plants à 90 jours (Figure 1) sont équivalents entre les sols amendés ( $H_1$ ,  $H_2$  et  $H_3$ ), mais sont significativement différents du sol T (taux survie :  $p < 0,05$  et taille :  $p < 0,0001$ ).

Dans le cadre de l'expérimentation 2, l'ajout du compost au calcaire ( $H_1C_1$ ,  $H_1C_2$ ,  $H_3C_1$  et  $H_3C_2$ ) a permis d'améliorer le taux de levée, le taux de survie et la taille moyenne des plants de *L. leucocephala* par rapport aux sols sans amendement (SA) où rien ne poussait (Figure 2). L'analyse de la variance a révélé que les taux moyens de levée enregistrés sur sols ayant reçu une combinaison calcaire-compost ne sont pas statistiquement différents entre eux ( $p > 0,05$ ), ni différents du sol de référence (T).



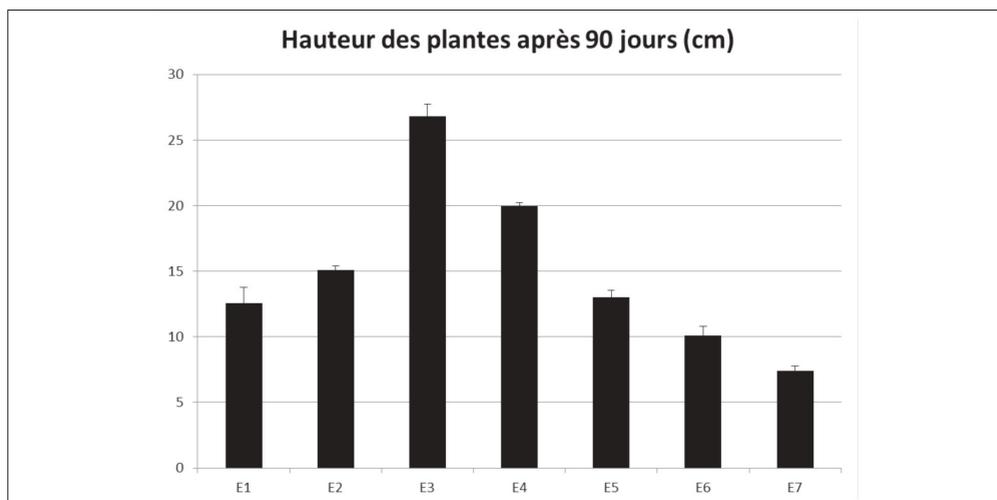
**Figure 2.** Représentation du taux de levée en % (haut) et de la taille des plantes de *L. leucocephala* (cm) en fonction du traitement dans les deux expériences (voir légende au Tableau 2).

Néanmoins, le taux moyen de levée de *L. leucocephala* n'a été que de 87% avec les traitements calcaire (expérience 1) contrairement aux traitements calcaire-compost qui ont un taux moyen de levée de 95%, soit 8% de plus (Figure 2). Les taux de survie de *L. leucocephala* suite à l'ajout des traitements calcaire-compost sont identiques à ceux de l'expérience 1 après ajout de calcaire et à ceux du sol de référence (T). Il ressort de l'analyse de la variance que les tailles moyennes mesurées à 90 jours sur les plants installés sur le sol de référence T (15,1 cm) sont supérieures à celles mesurées sur les plants amendés avec du calcaire et du compost ( $p < 0,05$ ). Par contre, au sein des différentes combinaisons calcaire-compost, les tailles des plants sont similaires.

La combinaison des effets positifs du calcaire (réduction de la biodisponibilité des ETM) aux effets du compost (amélioration des propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol) conduit à l'amélioration du taux de survie et à la croissance de *L. leucocephala* (Ye et al., 2000; Mench et al., 2006; Mpundu Mubemba et al., 2014).

### 3.5. Effet du facteur «espèce» sur le taux de levée, le taux de survie et la taille

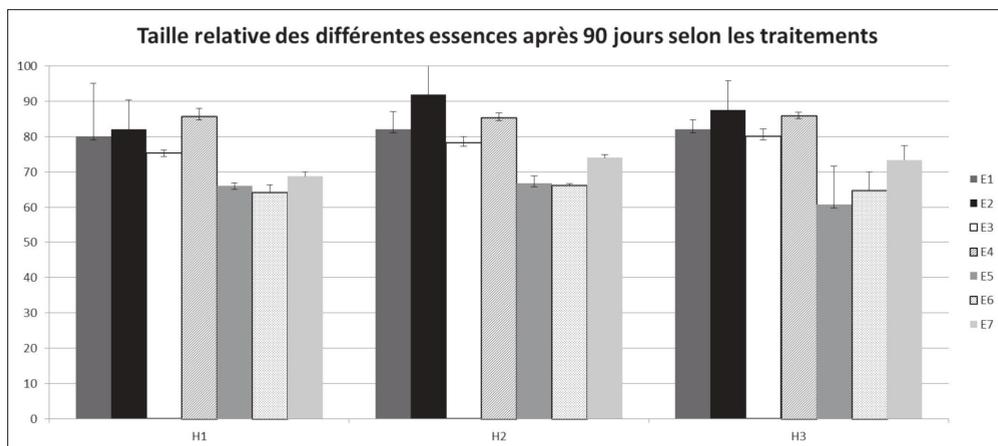
Les résultats du taux moyen de levée illustrent deux grands groupes parmi les sept espèces testées. Le premier reprend les espèces E1, E2 et E3 qui ont un taux moyen de levée supérieur aux espèces E5, E6 et E7 qui forment le second groupe (Figure 1), selon le test de Fischer. L'espèce E4 correspond à un intermédiaire entre les deux premiers groupes. Par leurs recherches, Useni Sikuzani et al. (2013) ont estimé qu'un taux de levée acceptable doit être supérieur à 75 %. Les meilleurs taux de levée ont été obtenus pour les espèces E1, E2 et E3. En ce qui concerne la survie des espèces sur le sol après traitement au calcaire, on peut également distinguer deux groupes, celui constitué par les espèces E1, E2 et E3 d'une part, et d'autre part, le groupe des espèces E5, E6 et E7 qui ont un taux de survie plus faible (Figure 1 bas). L'espèce E4 a un taux de survie intermédiaire aux deux groupes. Le facteur «espèce» influence également significativement la taille mesurée après 90 jours ( $p < 0,001$ ). *A. cultriformis* (E3) est apparue comme l'espèce qui croît le plus en 90 jours sur le sol non contaminé (Figure 3). Les caractéristiques génotypiques propres de chaque espèce conditionnent cette différence de taille observée dans la présente étude. Aucun plant n'a survécu sur le sol SA, mais les espèces ont montré une différence de sensibilité aux contaminations sur les sols ayant reçu du calcaire. Si l'on compare la croissance sur ces sols par rapport à la moyenne de la croissance sur sol non contaminé pour chaque essence (Figure 4), on constate que les essences E1, E2, E3 et E4 ont mieux supporté les conditions physico-chimiques du sol que les essences E5, E6 et E7.



**Figure 3.** Représentation de la hauteur moyenne des plantes de chaque espèce ligneuse sur sol non contaminé dans l'expérience 1 (voir légende au Tableau 2).

Les espèces ligneuses E1, E2 et E3 semblent être de meilleures candidates à la phytostabilisation des sols contaminés du quartier Gécamines à Lubumbashi par leur capacité à supporter la contamination. Parmi celles-ci, *L. leucocephala* (E2) est une espèce qui présente une forte production de graines sur les sols non contaminés

de l'Université de Lubumbashi, mais moindre sur sols contaminés par les activités minières (Penga Penga, Ruashi, Étoile). Les deux autres espèces (E1 et E3) n'ont pas cette forte capacité de production de graines à Lubumbashi. En Chine, l'espèce E2 a également été sélectionnée pour la revégétalisation des sites dégradés (Yang et al., 1997 ; Zhang et al., 2000 ; Shu et al., 2002 ; Xia & Cai, 2002 ; Song et al., 2004).



**Figure 4.** Représentation de la taille relative des plantes par rapport à la moyenne sur sol non contaminé de chaque espèce ligneuse en fonction de la dose de calcaire apportée dans l'expérience 1 (voir légende au Tableau 2).

## 4. Conclusions

Les résultats de cette étude indiquent que la phytostabilisation assistée par ajout d'amendements est une solution de gestion crédible pour les sols contaminés par plusieurs métaux (Cu, Co, Zn, Pb et Cd) suite aux activités minières au Katanga. L'application de calcaire dans les sols contaminés de Penga Penga a permis l'élévation du pH du sol et la diminution des teneurs disponibles et solubles en ETM et, par conséquent, l'amélioration de la levée, de la survie et de la croissance des espèces ligneuses suivantes : *A. adiantifolia*, *L. leucocephala* et *A. cultriformis*.

L'ajout de compost au calcaire a accentué la réduction de la disponibilité des ETM dans les sols contaminés de Penga Penga ainsi que la croissance de *L. leucocephala*, sélectionné comme meilleur candidat à la phytostabilisation dans les conditions propres au Katanga. Toutefois, les références sur le long terme du comportement de la plante lorsque le système racinaire quitte la zone d'influence des amendements manquent encore, et des expérimentations de longue durée sont donc nécessaires.

## Bibliographie

- Arienzo M., Adamo P. & Cozzolino V., 2004. The potential of *Lolium perenne* for revegetation of contaminated soil from a metallurgical site. *Sci. Total Environ.*, **319**(1-3), 13-25.
- Baize D., 2004. *Petit lexique de pédologie*. Paris: QUAE.
- Banza C.L.N. et al., 2009. High human exposure to cobalt and other metals in Katanga, a mining area of the Democratic Republic of Congo. *Environ. Res. Elsevier*, **109**(6), 745-752.
- Berti W. & Cunningham S.D., 2000. Phytostabilization of metals. In: Raskin I. & Ensley B.D. (Eds). *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*, New York, NY, USA: Wiley.
- Bleeker P.M. et al., 2002. Revegetation of the acidic, As contaminated Jales mine spoil tips using a combination of spoil amendments and tolerant grasses. *Sci. Total Environ.*, **300**(1-3), 1-13.
- Boisson J., Ruttens A., Mench M. & Vangronsveld J., 1999. Evaluation of hydroxyapatite as a metal immobilizing soil additive for the remediation of polluted soils. Part 1. Influence of hydroxyapatite on metal exchangeability in soil, plant growth and plant metal accumulation. *Environ. Pollut.*, **104**(2), 225-233.
- Bourrelie P.H. & Berthelin J., 1998. *Contamination des sols par les éléments traces : les risques et leur gestion*. Rapport n° 42. Académie des Sciences, Paris : Lavoisier Tec & Doc.
- Brallier S., Harrison R.B., Henry C.L. & Dongsen X., 1996. Liming effects on availability of Cd, Cu, Ni and Zn in a soil amended with sewage sludge 16 years previously. *Water Air Soil Pollut.*, **86**(1), 195-206.
- Chaignon V. et al., 2003. Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing area. *Environ. Pollut.* **123**(2), 229-238.
- Chevery C., 1994. La dégradation chimique des sols en Bretagne. *Étud. Gest. Sols*, **1**, 7-21.
- Chlopecka A. & Adriano D.C., 1996. Mimicked *in-situ* stabilization of metals in a cropped soil: bioavailability and chemical form of zinc. *Env. Sci. Technol.*, **30**, 3294-3303.
- Coppenet M., 1981. Copper accumulation in Brittany soils through enriched pig slurry; phytotoxic risks. In: L'Hermitte P. & Dehandschutter J. (Eds). *EEC Workshop, Copper in animal wastes and sewage sludge*. Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Coppenet M. et al., 1993. Évolution chimique des sols en exploitations d'élevage intensif : exemple du Finistère. *Agronomie*, **13**(2), 77-83.
- Cunningham S.D. & Ow D.W., 1996. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiol.*, **110**, 715-719.
- Faucon et al., 2009. Soil influence on Cu and Co uptake and plant size in the cuprophytes *Crepidiorhodon perennis* and *C. tenuis* (Scrophulariaceae) in SC Africa. *Plant Soil*, **317**(1-2), 201-212.
- FAO, 2008. World reference base for soil resources. World Soil Resources Reports 84. Rome: FAO.
- Ford J.E. et al., 2004. Interference-based micromechanical spectral equalizers. *IEEE J. Quantum Elect.*, **10**(3), 579-587.
- Geebelen W. et al., 2006. Evaluation of cyclonic ash, commercial Na-silicates, lime and phosphoric acid for metal immobilisation purposes in contaminated soils in Flanders (Belgium). *Environ. Pollut.*, **144**(1), 32-39.
- Grant C.D., Campbell C.J. & Charnock N.R., 2002. Selection of species suitable for derelict mine site rehabilitation in New South Wales, Australia. *Water, Air Soil Pollut.*, **139**(1), 215-235.

- Gworek B., 1992a. Inactivation of cadmium in contaminated soils using synthetic zeolites. *Environ. Pollut.*, **75**(3), 269-271.
- Gworek B., 1992b. Lead inactivation in soils by zeolites. *Plant Soil*, **143**(1), 71-74.
- Hao X.Z., Zhou D.M. & Si Y.B. 2004. Revegetation of copper mine tailings with ryegrass and willow. *Pedosphere*. **14**(3), 283-288.
- Juwarkar A.A. & Jambhulkar H.P., 2008. Phytoremediation of coal mine spoil dump through integrated biotechnological approach. *Bioresour. Technol.*, **99**(11), 4732-4741.
- Kabata-Pendias A. & Pendias H., 2001. *Trace elements in soils and plants*, 3<sup>rd</sup> ed. Boca Raton, FL, USA: CRC Press.
- Kiikkilä O., 2003. Heavy-metal pollution and remediation of forest soil around the Harjavalta Cu-Ni smelter, in SW Finland. *Silva Fenn.*, **37**(3), 399-415.
- Kucharski R. et al., 2005. The use of indigenous plant species and calcium phosphate for the stabilization of highly metal-polluted sites in southern Poland. *Plant Soil*, **273**(1), 291-305.
- Kumpiene J., Lagerkvist A. & Maurice C., 2008. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments – A review. *Waste Manage.*, **28**, 215-225.
- Kumpiene J., 2010. Trace element immobilization in soil using amendments. In: Hooda P.S., (Ed.). *Trace elements in soils*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd.
- Lakanen E. & Erviö R., 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agral. Fenn.*, **123**, 223-232.
- Laperche V., Traina S.J., Gaddam P. & Logan T.J., 1996. Chemical and mineralogical characterizations of Pb in a contaminated soil: reactions with synthetic apatite. *Environ. Sci. Technol.*, **30**(11), 3321-3326.
- Leteinturier B., Baker A.J.M. & Malaisse F., 1999. Early stages of natural revegetation of metalliferous mine workings in South Central Africa: a preliminary survey. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **3**(1), 28-41.
- Liénard A. & Colinet G., 2014. Review of the mobility of trace elements in soils and of the use of physico-chemical stabilization as an *in situ* management strategy for contaminated sites. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **18**(2), 273-289.
- Lombi E. et al., 2002. *In situ* fixation of metals in soils using bauxite residue: chemical assessment. *Environ. Pollut.*, **118**(3), 435-443.
- Madejon E. et al., 2006. Soil amendments reduce trace element solubility in a contaminated soil and allow regrowth of natural vegetation. *Environ. Pollut.*, **139**(1), 40-52.
- Malaisse F., 1997. *Se nourrir en forêt claire africaine. Approche écologique et nutritionnelle*. Gembloux, Belgique : Les Presses agronomiques de Gembloux.
- Mbenza M., Aloni K. & Muteb M., 1989. Quelques considérations sur la pollution de l'air à Lubumbashi (Shaba, Zaire). *Géo-Eco-Trop*, **13**(1-4), 113-125.
- Mench M. et al., 1994a. A mimicked *in-situ* remediation study of metal-contaminated soils with emphasis on Cd and Pb. *J. Environ. Qual.*, **23**(1), 58-63.
- Mench M., Vangronsveld J., Didier V. & Clijsters H., 1994b. Evaluation of metal mobility, plant availability and immobilization by chemical agents in a limed silty soil. *Environ. Pollut.*, **86**(3), 279-286.
- Mench M. et al., 2006. Phytostabilisation of metal-contaminated sites. In: Morel J.-L., Echevarria G. & Goncharova N. (Eds). *Phytoremediation of metal-contaminated soils*. Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Mubemba M.M., Useni Sikuzani Y., Kimuni L.N. & Colinet G., 2014. Effects of carbonate and organic amendments on two vegetable crops in contaminated soil in Lubumbashi (D.R. Congo). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **18**(3), 367-375.

- Neuman D.R., Munshower F.F., Jennings S.R. & Dollhopf D.J., 1997. Phytostabilization of copper smelter tailings near Anaconda, Montana. *In: Abstract Book for 12<sup>th</sup> Annual Conf. on Hazardous Waste Research, Kansas City, MO. May 19-22, 1997.*
- Paradelo R., Virto I. & Chenu C., 2015. Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **202**, 98-107.
- Ma Q.Y., Traina S.J., Logan T.J. & Ryan J.A., 1993. *In situ* lead immobilization by apatite. *Environ. Sci. Technol.*, **27**(9), 1803-1810.
- Rebedea I. & Lepp N.W., 1994. The use of synthetic zeolites to reduce plant metal uptake and phytotoxicity in two polluted soils. *In: Adriano D.C., Chen Z.S. & Yang S.S. (Eds). Biogeochemistry of Trace Elements.* Northwood, UK: Science and Technology Letters.
- Salt D.E. et al., 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Nature Biotechnol.*, **13**, 468-474.
- Sappin-Didier V., Mench M., Gomez A. & Lambrot C., 1997. Use of inorganic amendments for reducing metal availability to ryegrass and tobacco in contaminated soils. *In: Iskandar I.K. & Adriano D.C. (Eds). Remediation of soils contaminated with metals.* Northwood, UK: Science Reviews.
- Shu W.S. et al., 2002. Lead, zinc and copper accumulation and tolerance in populations of *Paspalum distichum* and *Cynodon dactylon*. *Environ. Pollut.* **120**(2), 445-453.
- Shutchka M.N. et al., 2010. Phytostabilisation of copper-contaminated soil in Katanga: an experiment with three native grasses and two amendments. *Int. J. Phytoremediation*, **12**(6), 616-632.
- Shutchka M.N. et al., 2015. Three years of phytostabilisation experiment of bare acidic soil extremely contaminated by copper smelting using plant biodiversity of metal-rich soils in tropical Africa (Katanga, D.R. Congo). *Ecol. Eng.*, **82**, 81-90.
- Simon L., 2005. Stabilization of metals in acidic mine spoil with amendments and red fescue (*Festuca rubra* L.) growth. *Environ. Geochem. Health*, **27**(4), 289-300.
- Song S.Q., Zhou X., Wu H. & Zhou Y.Z., 2004. Application of municipal garbage compost on revegetation of tin tailings dams. *Rural Eco-Environ.*, **20**(2), 59-61.
- Sys C. & Schmitz A., 1959. *Notice explicative de la carte des sols et de la végétation.* Bruxelles : INEAC.
- Tripathi R.D. et al., 2004. Efficacy of various amendments for amelioration of fly-ash toxicity: growth performance and metal composition of *Cassia siamea* lamk. *Chemosphere*, **54**(11), 1581-1588.
- Useni Sikuzani Y., Baboy L.L., Nyembo K.L. & Mubemba M.M., 2013. Effets des apports combinés de biodéchets et fertilisants inorganiques sur le rendement de trois variétés de *Zea mays* L. cultivées dans la région de Lubumbashi. *J. Appl. Biosci.*, **54**, 3935-3943.
- Vangronsveld J., Van Assche F. & Clijsters H., 1991. Reclamation of a 'desert like' site in the North East of Belgium: evolution of the metal pollution and experiments *in situ*. *In: Farmer J.G. (Ed.). Proc. Int. Conf. Heavy metals in the environment.* Edinburgh, UK: CEP Consultants.
- Vangronsveld J., Sterckx J., Van Assche F. & Clijsters H., 1995a. Rehabilitation studies on an old non-ferrous waste dumping ground: effects of revegetation and metal immobilization by beringite. *J. Geochem. Expl.*, **52**(1-2), 221-229.
- Vangronsveld J., Van Assche F. & Clijsters H., 1995b. Reclamation of bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: *in situ* metal immobilization and revegetation. *Environ. Pollut.*, **87**(1), 51-59.
- Vangronsveld J., Colpaert J. & Van Tichelen K., 1996. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: physic-chemical and biological evaluation of the durability of soil treatment and revegetation. *Environ. Pollut.*, **94**(2), 131-140.

- 
- Wong M.H., 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, **50**(6), 775-780.
- Yang Z.Y. et al., 1997. Germination, growth and nodulation of *Sesbania rostrata* grown in Pb/Zn mine tailings. *Environ. Manage.*, **21**, 617-622.
- Ye Z.H. et al., 2000. Revegetation of Pb/Zn mine tailings, Guangdong Province, China. *Restor. Ecol.*, **8**(1), 87-92.
- Xia H.P. & Cai X.A., 2002. Ecological restoration technologies for mined lands: a review. *Chin. J. Appl. Ecol.*, **13**(11), 1471-1477.
- Zhang M., Jiang J.H. & Xu J., 2000. Feasibility study of reclamation of copper-ore-tailings reservoir for planting peony. *Shanghai Environ. Sci.*, **19**(12), 585-587.



# 10

---

## Évaluation expérimentale de la phytodisponibilité du cuivre et du cobalt dans les sols des écosystèmes métallifères de l'Arc cuprifère katangais

Donato KAYA MUYUMBA, Olivier POURRET, Amandine LIÉNARD, Michel-Pierre FAUCON, Grégory MAHY, Gilles COLINET\*

Dans les sols métallifères, la biodisponibilité des éléments potentiellement toxiques est un facteur important de la nature et de la distribution des communautés végétales qui s'y développent. Cette disponibilité est contrôlée par plusieurs facteurs dont la nature des matériaux parentaux et les conditions physico-chimiques dans les sols qui conditionnent le comportement des métaux dans la solution du sol. Notre étude vise à évaluer la biodisponibilité du Cu et du Co dans les sols de quelques unités de végétation caractéristiques des écosystèmes métallifères du complexe Tenke Fungurume dans l'Arc cuprifère katangais. Une culture en pots d'*Anisopappus dawyi* a été réalisée sur ces sols, ainsi que sur un témoin contaminé par l'industrie minière et un témoin non contaminé. La biodisponibilité a été évaluée par les réponses plantes (survie, taille et teneurs en Cu et Co) et mise en relation avec les caractéristiques du sol, dont le fractionnement chimique estimé par modélisation géochimique ou par extraction chimique (HF+HNO<sub>3</sub>+HClO<sub>4</sub> pour les teneurs totales, CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub>+ EDTA à pH 4,65 pour les fractions disponibles et CaCl<sub>2</sub> pour les fractions solubles). Les résultats indiquent un effet marqué des sols sur le comportement et les caractéristiques de *A. dawyi* qui peut être expliqué par le degré de contamination des sols. Les fractions disponibles et solubles sont fortement corrélées à la fraction totale. Néanmoins, c'est la fraction disponible qui semble la mieux reliée à la réponse plante. Le pH contrôle la disponibilité et la solubilité des éléments pour des niveaux équivalents de teneurs totales. D'après la modélisation géochimique, le Cu est majoritairement lié aux fractions organiques et aux oxydes de Fe tandis que le Co est lié aux fractions organiques et aux oxydes de Mn. Les différentes approches se montrent complémentaires pour la caractérisation de la phytodisponibilité des métaux étudiés.

### **Experimental assesment of phytoavailability of copper and cobalt in soils from metalliferous ecosystems in the Copperbelt of Katanga**

In metalliferous soils, the bioavailability of potentially toxic metals is known as the main driver of the nature and distribution of vegetation communities. Bioavailability is controlled by factors such as the nature of the parental material and the physical-chemical conditions,

---

Bogaert J., Colinet G. & Mahy G., 2018. *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège – Agronomie-Gembloux.

which drive the behaviour of metals in the soil solution. We aimed to assess the Cu and Co bioavailability in the soils of representative vegetation units from metalliferous ecosystems of the Tenke Fungurume complex in the Katangan Copperbelt. *Anisopappus dawyi* was cultivated in pots on these soils as well as on both contaminated and non-contaminated reference soils. The bioavailability was assessed through plant behaviour (survival, size, content in Cu and Co) and was related to the soil characteristics. The latter included the chemical fractionation of Cu and Co evaluated by geochemical modelling and chemical extraction ( $\text{HF} + \text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$  for total content,  $\text{CH}_3\text{COONH}_4 + \text{EDTA}$  at pH 4.65 for available fractions and  $\text{CaCl}_2$  for soluble fractions). Results showed a strong effect of soils properties on the behaviour and characteristics of *A. dawyi*, which appeared to be linked to the degree of soil contamination. The available and soluble fractions were both highly correlated to the total fraction. However, the available fraction seemed to be the most closely related to plant response. In soils, pH controls the availability and solubility of elements for similar levels of total content. According to geochemical modelling, Cu was mainly linked to organic fractions and Fe oxides while Co was linked to organic fractions and Mn oxides. Our study confirmed the complementary nature of the various approaches used for the evaluation of metal phytoavailability.

## 1. Introduction

Les éléments traces métalliques sont naturellement présents dans les sols, à des concentrations faibles, inférieures à 0,1 % de la composition de l'écorce terrestre (Baize, 1997 ; Kabata-Pendias et al., 2001). Bien que certains d'entre eux soient essentiels pour les plantes, ils deviennent tous toxiques lorsqu'ils sont présents à de fortes concentrations (Küpper et al., 2000 ; Baize et al., 2002). La quantité d'un élément prélevée par la plante dépend de la biodisponibilité de celui-ci dans le sol (Juste, 1988 ; Brun et al., 1998). Les facteurs conditionnant la biodisponibilité sont principalement abiotiques (Antonovics et al., 1971 ; Ernst, 1996). Les premiers éléments à prendre en considération sont la quantité totale de l'élément dans le sol et ses formes chimiques, c'est-à-dire sa distribution au sein des constituants solides du sol (fractionnement) et sa spéciation dans la solution du sol (Bourelle et al., 1998 ; Kabata-Pendias et al., 2001 ; Ginocchio et al., 2002). Les facteurs environnementaux tels que le pH, le potentiel redox et la température du milieu influencent fortement la biodisponibilité en orientant le sens et l'intensité des processus de mobilisation/immobilisation des éléments entre phases solide et liquide du sol. La nature et l'importance des constituants solides du sol, matières organiques, argiles, oxydes et hydroxydes de Fe, Mn et Al, et carbonates conditionnent les processus d'échange et de réaction de surface (Tack et al., 1996 ; Kabata-Pendias et al., 2001). L'activité biologique, principalement dans la rhizosphère, affecte également la disponibilité des éléments dans le sol par modification des conditions du milieu au voisinage de la racine ou par sécrétion de molécules présentant des affinités particulières avec l'élément considéré. Outre les facteurs liés à l'offre du sol en éléments (disponibilité), les processus de transport vers la racine et d'absorption à travers les membranes des cellules racinaires conditionnent les flux d'éléments du sol à la plante.

L'estimation de la biodisponibilité des éléments traces dans les sols repose soit sur des approches chimiques (Liénard et al., 2014), soit sur des approches biologiques dans lesquelles les réponses d'organismes biologiques (plantes, vers, microorganismes,

etc.) aux concentrations dans le sol sont observées. Les approches chimiques, plus faciles à mettre en œuvre, reposent sur les corrélations avérées entre la concentration de l'élément dans l'extrait et les réponses biologiques (Takeda et al., 2006). La plante peut être utilisée comme un indicateur de la biodisponibilité des éléments métalliques d'un sol (Juste, 1988; Bourrellet et al., 1998; Lange et al., 2014), soit parce que la concentration dans la plante reflète l'offre du sol, soit parce qu'elle affiche des symptômes de stress, voire qu'elle ne peut se développer en raison de la toxicité du milieu.

Les sites contaminés, que ce soit naturellement ou suite aux activités humaines, présentent fréquemment des espèces végétales particulières, aptes à se développer sur des substrats riches en éléments traces métalliques (Antonovics et al., 1971). Certaines d'entre elles ont la capacité d'accumuler les éléments métalliques dans leurs tissus mais la plupart ont développé des mécanismes qui empêchent les éléments potentiellement toxiques de pénétrer dans leurs tissus (Baker et al., 1994; Terry et al., 2000; van der Ent et al., 2013).

Les écosystèmes des collines cupro-cobaltifères du Katanga constituent des milieux particuliers car ils présentent une richesse en biodiversité importante à protéger, mais également potentiellement à valoriser pour la restauration des sites contaminés par les activités humaines (Banza et al., 2009). Les objectifs de ce travail sont d'évaluer la phytodisponibilité du Cu et du Co dans les sols des principales unités de végétation des écosystèmes métalliques du complexe Tenke-Fungurume au Katanga et d'identifier les facteurs édaphiques majeurs qui conditionnent cette disponibilité par : i) un test de culture en pots d'une plante indicatrice et, ii) la comparaison de la réponse plante avec les concentrations du sol extraites par différents réactifs chimiques.

## 2. Matériel et méthodes

### 2.1. Site d'étude

Les sols étudiés proviennent de collines cupro-cobaltifères du complexe Tenke-Fungurume. Le site de Tenke-Fungurume est localisé dans la partie sud du Katanga (République Démocratique du Congo), à une latitude de 5-14°S et longitude de 24-30°E (Saad et al., 2012). Il est constitué d'une série de collines caractérisées par une végétation herbacée et ligneuse basse contrastant avec la forêt alentour.

Les affleurements riches en Cu et Co se présentent sous forme d'écaillies rocheuses au sommet des collines. L'altération des roches et le colluvionnement des particules engendrent des gradients de contamination en Cu et Co du haut vers le bas de la colline. La distribution de la végétation entre pelouses, steppes, savanes steppiques et forêts s'aligne selon ces gradients et a été étudiée par différents auteurs, d'abord sur base des concentrations totales en Cu et Co (Duvigneaud et al., 1963; Malaisse et al., 1994) et plus récemment sur base des concentrations disponibles (Saad et al., 2012; Ilunga Wa Ilunga et al., 2013; Séleck et al., 2013; Kaya Muyumba et al., 2015). Le tableau 1 reprend la liste des unités de végétation échantillonnées et leurs caractéristiques écologiques majeures. Les quatre unités de végétation principales des collines cuprifères sont la steppe enrochée, la pelouse, la savane steppique de pente et la savane steppique de *dembo*. Elles ont été échantillonnées sur différents matériaux parentaux.

Les éléments de différenciation entre les unités étudiées sont, outre la composition floristique, la position dans le relief, la lithologie et le type de sol (développement de profil et épaisseur) (Tableau 1). L'horizon de surface (0-10 cm) a été prélevé dans huit unités de végétation localisées sur trois collines différentes. Un sol typique de forêt claire (*miombo* à *Brachystegia spiciformis* Benth.) a également été utilisé comme référence non-contaminée. Il s'agit d'un sol rouge et profond, peu compact, de type Ferralsol (WRB, 2014), largement répandu dans le Sud Katanga. Le même type de sol, contaminé par des retombées atmosphériques, sous une végétation de forêt dégradée, a été échantillonné à Lubumbashi comme référence contaminée.

**Tableau 1.** Description des unités écosystémiques échantillonnées (d'après la terminologie de Duvigneaud et Denayer-De Smet, 1963).

Unité	Unité de végétation	Lieu	Relief/ pente	Lithologie	Sol	Composition floristique
A	Savane steppique sur <i>dembo</i>	F <sub>V</sub>	Bas de pente/ Faible	Colluvions	Cambisol	<i>Cryptosepalum maraviense</i> Oliv., <i>Tristachya bequaertii</i> De Wild., <i>Cryptosepalum maraviense</i> Oliv.
B	Savane steppique de pente sur RAT	F <sub>V</sub>	Bas de versant/ Forte	Roche Argilo-Talqueuse	Umbrisol	<i>Loudetia simplex</i> (Nees) C.E.Hubb., <i>Cryptosepalum maraviense</i> Oliv., <i>Monocymbium ceresiiforme</i> (Nees) Stapf
C	Pelouse ancienne sur RSF	F <sub>V</sub>	Haut de versant/ Forte	Roche siliceuse	Regosol	<i>Xerophyllum equisetoides</i> Baker var <i>equisetoides</i> , <i>Anemia angolensis</i> Alston, <i>Pellaea pectiniformis</i> Baker
D	Pelouse récente sur remblais	F <sub>V</sub>	Milieu de versant/ Forte	Mixte	Regosol	<i>Microchloa caffra</i> Nees, <i>Bulbostylis cupricola</i> Goetghebeur, <i>Anisopappus dayi</i> S.Moore, <i>Rendlia altera</i> (Rendle) Chiov.
E	Steppe enrochée	F <sub>V</sub>	Haut de versant/ Faible	Roche siliceuse	Leptosol	<i>Gladiolus ledoceti</i> P.A.Duvign. & Van Bockstal, <i>Sporobolus congoensis</i> Franch., <i>Eragrostis racemosa</i> (Thunb.) Steud.
F	Savane steppique de pente sur SDB-1	F <sub>III</sub>	Haut de versant/ Forte	Shales	Umbrisol	<i>Loudetia simplex</i> (Nees) C.E. Hubb., <i>Cryptosepalum maraviense</i> Oliv., <i>Andropogon schirensis</i> A.Rich.
G	Pelouse sur colluvions	F <sub>III</sub>	Haut de versant/ Forte	Colluvions sur RAT	Regosol	<i>Haumaniastrum robertii</i> (Robyns) P.A.Duvign. & Plancke, <i>Eragrostis racemosa</i> (Thunb.) Steud.
H	Savane steppique de pente sur SDB-2	F <sub>I</sub>	Plateau/ Faible	SDB	Umbrisol	<i>Loudetia simplex</i> (Nees) C.E. Hubb., <i>Cryptosepalum maraviense</i> Oliv., <i>Andropogon schirensis</i> A.Rich.
I	Steppe-Référence contaminée	Lb	Versant/ Faible	Déchets miniers	Technosol	<i>Haumaniastrum katangense</i> (S.Moore), <i>Bulbostylis pseudoperennis</i> Goetghebeur, <i>Rendlia altera</i> (Rendle) Chiov.
T	<i>Miombo</i> -Référence non contaminée	Kis	Versant/ Faible	Shales	Ferralsol	<i>Brachystegia</i> , <i>Isobernia</i> et <i>Julbernardia</i> , <i>Hypparrhenia</i> Spp, <i>Andropogon Schirensis</i> A.Rich.

F<sub>I</sub> à F<sub>V</sub> : Fungurume ; Kis : Kiswishi ; Lb : Lubumbashi-Gécamines. RAT : Roches Argilo-Talqueuses ; SDB : Shale De Base ; RSF : Roches Siliceuses Feuilletées.

## 2.2. Expérimentation en pots

L'expérimentation a été conduite en pots sous serre à la Faculté des Sciences Agronomiques de l'Université de Lubumbashi de novembre 2011 à février 2012. *Anisopappus davyi* S.Moore (Copperflora.org) a été sélectionnée pour ses qualités supposées de tolérance et d'accumulation (Faucon et al., 2007 ; Faucon et al., 2009 ; Lange et al., 2014). Elle appartient à la famille des Astéracées et fait partie des espèces poussant sur les pelouses contaminées (Duvigneaud, 1958 ; Malaisse et al., 1994). Des individus ont été trouvés sur des sols très riches en Cu dans la région de Lubumbashi ainsi que dans la forêt claire sur sols dits «normaux» (Duvigneaud, 1958 ; Duvigneaud, 1959 ; Malaisse et al., 1994).

Cinq prélèvements ponctuels de sol ont été réalisés et mélangés pour faire un échantillon composite d'environ 10 kg pour chaque unité de végétation. L'échantillon a ensuite été divisé en six sous-échantillons, dont cinq ont été mis dans autant de pots et le sixième conservé pour les analyses en laboratoire. Trois jours avant le semis, le sol de chaque pot a été humidifié avec de l'eau de pluie jusqu'à 80% de la capacité au champ.

Un gramme de graines d'*A. davyi* provenant d'une population croissant sur un sol riche en Cu de Fungurume a été mis à germer dans trois boîtes de Petri, sur un papier filtre régulièrement humecté avec quelques gouttes d'eau distillée. Deux jours après la germination, soit neuf jours depuis le semis, les plantules ont été transplantées dans les différents pots, à raison de 12 plantules par pot (cinq répétitions). Chaque semaine, les pots étaient déplacés deux fois au sein de la serre. L'arrosage à l'eau de pluie a été réalisé par le bas pour éviter le tassement et l'encroûtement superficiel des sols.

En fin d'expérimentation (durée quatre mois), le nombre d'individus survivants, la hauteur des plantes et leur masse ont été mesurés. Les plantes récoltées sont ensuite immédiatement lavées à l'alconox (Faucon et al., 2007) et séchées pendant quatre jours à 55 °C dans une étuve. Les parties aériennes des plantes sont séparées des racines à l'aide d'une lame de rasoir.

## 2.3. Analyses

Les analyses des propriétés physicochimiques des sols ont été réalisées dans le Laboratoire de Science du Sol de l'Université de Liège. Le pH, à l'eau et au KCl (1 M), a été mesuré par potentiométrie après agitation pendant deux heures de 20 g de terre dans 50 ml de solution puis centrifugation à 3 000 tours/min pendant 10 min. Le carbone organique total (TOC) a été déterminé par oxydation sulfo-chromique à froid, selon la méthode de Walkley-Black. Le statut en éléments nutritifs (P, K, Mg et Ca) a été évalué par extraction à l'acétate d'ammonium + EDTA à pH 4,65 (Lakanen et al., 1971) et mesuré par spectrométrie d'absorption atomique (AAS, VARIAN 220, Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA) ou colorimétrie (P). L'analyse des fractions granulométriques a été réalisée après élimination des ciments organo-minéraux par H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> et HCl, par dispersion par l'hexa-métaphosphate de soude, tamisage humide à 50 µm, pesée des sables et prélèvement des fractions argileuses et limoneuses à la pipette de Robinson automatique (Van Ranst et al., 1999).

Les concentrations en Cu et Co du sol ont été déterminées selon des protocoles ciblant les concentrations totales, mobilisables et mobiles (Gupta et al., 1996). Les concentrations totales en Cu, Co, Al, Fe et Mn ont été mesurées par AAS après une mise en solution triacide ( $\text{HF} + \text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$ ) selon la norme AFNOR NF ISO 11466. La mesure des concentrations en Al, Fe et Mn contribue à caractériser l'importance des constituants minéraux du sol qui peuvent influencer la mobilité du Cu et du Co (alumino-silicates, oxyhydroxides, etc.). Les concentrations mobilisables en Cu et Co ont été déterminées selon la méthode de Lakanen et al. (1971). Ce pool est supposé mobilisable ou disponible à l'échelle de la saison de culture par les processus d'échanges et l'activité rhizosphérique. Les concentrations mobiles ou solubles en Cu et Co ont été déterminées par AAS après extraction au  $\text{CaCl}_2$  0,01 M (Houba et al., 1997). Plusieurs études ont montré l'efficacité des sels neutres de  $\text{CaCl}_2$  par rapport à d'autres réactifs plus agressifs pour prédire l'absorption des éléments traces par les plantes (Takeda et al., 2006; Meers et al., 2007). L'efficacité dépend toutefois des couples élément- plante étudiés.

Les plantes ont été minéralisées dans un mélange  $\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$  (Miller, 1998). Les concentrations en Cu et Co ont été mesurées par AAS.

Des indices d'accumulation des éléments traces par les plantes ont été calculés pour évaluer la stratégie de tolérance développée par la plante ou pour catégoriser les plantes par rapport à leur usage potentiel dans la phytoremédiation (Bech et al., 2012). Parmi ceux-ci, on rencontre notamment : i) le facteur de bioconcentration (BCF : bioconcentration factor) qui est le rapport entre la concentration de l'élément dans la plante et sa concentration totale dans le sol et, ii) le facteur de bio-transfert (TF : translocation factor) qui correspond au rapport entre la concentration de l'élément dans la partie aérienne et la concentration dans les racines.

Le fractionnement de Cu et Co dans les sols entre fractions inorganiques libres ( $M_{\text{inorg}}$ ), liées aux matières organiques ( $M_{\text{MO}}$ ), aux oxydes de Mn ( $M_{\text{MnOx}}$ ) et aux oxydes de Fe ( $M_{\text{FeOx}}$ ) a été simulé au moyen du logiciel WHAM 6.0 (Lange et al., 2014).

Les analyses statistiques, ANOVA, comparaison des moyennes par test LSD et régression linéaire ont été réalisées au moyen du logiciel Minitab 16 (MinitabInc., State College, PA, USA).

### 3. Résultats

#### 3.1. Caractéristiques des sols

Les sols étudiés sont de texture limoneuse (B, G, H, T), sablo-limoneuse (C, D, E), équilibrée (A) ou argileuse (F développé sur shale) (Tableau 2). Les sols C, D et E qui correspondent aux unités de végétation de la partie haute des collines de Fungurume présentent des concentrations en argile largement inférieures aux autres sols (< 10%). Les  $\text{pH}_{\text{eau}}$  et  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  sont compris entre 5,4 (A) et 6,8 (E) et 4,9 (A) et 6,5 (E), respectivement pour les sols de Fungurume, ce qui témoigne d'une réaction moins acide que pour le sol de référence sous forêt (T). Les teneurs en carbone organique total

sont fortement variables entre 2,03 (A) et 5,98% (C) (Tableau 2). Le statut nutritif montre des concentrations élevées en Ca, Mg et P pour les sols C et E, en relation avec un pH proche de la neutralité, un bon statut organique et un matériau parental du groupe RSF-RSC (roches siliceuses ; Kaya Muyumba et al., 2015). Le sol argileux sur shales (F) présente des concentrations relativement élevées en Mg et K. À l'opposé, des concentrations particulièrement faibles en Mg et K sont trouvées dans les sols D et G (pelouses relativement récentes). Des concentrations très faibles en P sont également mesurées dans les sols A, F et H (savanes steppiques sur shale ou de *dembo*). Les propriétés du sol de référence contaminé par rejets atmosphériques sont dans la gamme de variation des sols de Fungurume.

**Tableau 2.** pH, carbone organique total (COT), granulométrie (argile (0-2 $\mu$ m), limon (2-50 $\mu$ m) et sable (0,05-2 mm)) et statut nutritif des sols étudiés (voir la liste de description des unités au Tableau 1).

Unité	pH		COT (%)	0-2 $\mu$ m	2-50 $\mu$ m (%)	0,05-2 mm	P	K	Mg	Ca
	H <sub>2</sub> O	1M KCl								
A	5,4	4,9	2,03	29,5	18,0	52,5	0,5	10,7	12,9	11,8
B	5,6	5,2	3,89	21,8	31,4	46,8	1,4	10,7	15,4	41,3
C	6,5	6,0	5,98	8,4	25,8	65,8	15,0	9,7	32,6	267,4
D	6,5	6,3	2,44	8,3	25,4	66,3	8,6	4,5	6,4	23,6
E	6,8	6,5	5,77	5,9	31,8	62,3	25,1	12,2	45,9	345,4
F	5,6	5,2	2,96	40,1	29,1	30,8	0,9	18,6	28,0	29,7
G	6,3	5,7	5,01	25,6	36,2	38,2	5,4	6,0	4,0	13,2
H	5,6	5,3	2,72	24,6	31,8	43,6	0,8	10,8	15,2	36,5
I	5,4	5,3	3,71	-	-	-	5,3	9,4	6,8	19,8
T	4,4	3,9	3,79	29,5	34,9	34,6	2,1	8,4	8,8	6,4

Les sols de pelouses et de la steppe enrochée sont les plus riches en matières organiques et leur texture est la plus sableuse, à l'exception du sol G, prélevé sur Fungurume III. Les pelouses ont toutes des pH<sub>cau</sub> élevés proches de 7 (Tableau 2). Comparativement, le sol de forêt est dystrophe à réaction très acide tandis que le sol de référence contaminé présente des caractéristiques médianes pour l'ensemble de ces propriétés.

### 3.2. Concentrations en éléments métalliques dans les sols

Les concentrations en Al total montrent trois niveaux : de l'ordre de 725 mg.kg<sup>-1</sup> pour les sols sur roches siliceuses, de 1 600 mg.kg<sup>-1</sup> à 1 900 mg.kg<sup>-1</sup> pour les sols sur Roches Argilo-Talqueuses (RAT), colluvions et remblais, et plus de 2 300 mg.kg<sup>-1</sup> pour les sols sur shales. Les concentrations en Fe peuvent également être regroupées en trois niveaux : < 2 800 mg.kg<sup>-1</sup> pour les sols sur colluvions et remblais, de l'ordre de 5 000 mg.kg<sup>-1</sup> à 6 000 mg.kg<sup>-1</sup> pour les sols A, F et H (sols sur shales ou sol de *dembo*) et plus de 8 500 mg.kg<sup>-1</sup> pour le sol sur RAT. Ce dernier est, pour les concentrations en Al et Fe, le plus proche chimiquement des deux sols de référence. Les concentrations en Mn sont relativement plus élevées dans les sols sous pelouses et plus faibles dans les sols plus épais et plus évolués.

Comparativement au sol de la forêt (T), les sols de Fungurume présentent des concentrations en Cu et Co fortement élevées quel que soit l'extractif utilisé (Tableau 3). Les valeurs extrêmes sont de 10 à 600 fois supérieures pour le Cu total et de 2 à 200 fois supérieures pour le Co total à celles du sol de la forêt (T). Ceci confirme, si besoin était, le caractère marqué de la contamination des sols étudiés. Le sol contaminé de Lubumbashi (I) présente des concentrations très élevées en Cu ( $> 30\,000 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) mais proches de la médiane pour le Co ( $635 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Ce sol présente également des contaminations en d'autres éléments traces, notamment en Zn, Pb et Cd (données non présentées).

Les concentrations disponibles et les concentrations solubles en Cu (Tableau 3) sont significativement corrélées aux concentrations totales, respectivement 0,95 et 0,92 pour les coefficients de corrélation sur les concentrations transformées en  $\log_{10}$ . En ce qui concerne le Cu extractible au  $\text{CaCl}_2$ , outre l'effet réserve totale, une influence significative du pH est également observée. Les concentrations disponibles et solubles en Co sont également très fortement corrélées aux concentrations totales, 0,95 et 0,94 respectivement. Il est intéressant de noter que les concentrations solubles en Co sont presque systématiquement supérieures à celles en Cu.

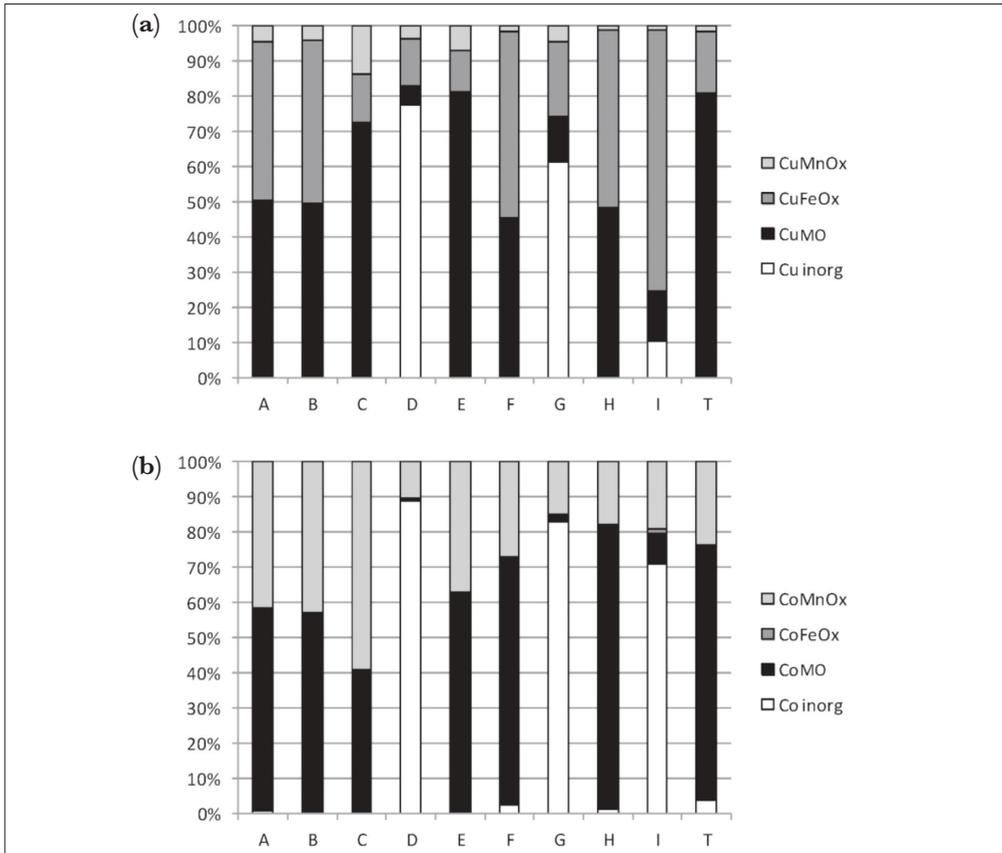
**Tableau 3.** Concentrations en métaux des sols étudiés (réserves totales, formes mobilisables et mobiles (voir la liste de description des unités au Tableau 1).

Unité	Total ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) HF+HClO <sub>4</sub> +HCl						Mobilisable ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) CH <sub>3</sub> COONH <sub>4</sub> EDTA		Mobile ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) CaCl <sub>2</sub>	
	Al	Fe	Al:Fe	Mn	Cu	Co	Cu	Co	Cu	Co
A	1 681	5 483	0,307	489	1 227	291	125	15,3	2,12	3,22
B	1 881	8 613	0,218	619	3 639	796	857	18,6	13,90	8,24
C	718	1 746	0,411	1 497	4 666	1 674	1 747	82,3	2,13	9,65
D	1 488	2 116	0,703	1 136	79 093	9 547	7 578	325,0	53,80	66,9
E	725	1 742	0,416	814	2 906	1 355	996	97,6	1,31	4,68
F	2 888	5 251	0,550	532	1 450	268	230	16,4	1,54	3,29
G	1 652	2 763	0,598	1 075	65 872	4 777	7 275	73,6	170,00	23,20
H	2 336	6 087	0,384	272	1 602	115	431	9,2	4,47	1,89
I	2 259	8 253	0,274	254	31 383	635	10 363	39,0	NM	NM
T	1 903	9 486	0,201	208	134	49	98	2,4	0,23	0,83

NM : Valeurs non mesurées.

### 3.2.1. Modélisation géochimique du fractionnement des éléments métalliques sur les constituants des sols

La prédiction de la distribution des éléments traces métalliques entre fraction libre (Inorg) et fractions liées aux constituants du sol (oxydes de Mn – MnOx –, oxydes de Fe – FeOx –, matière organique – MO; Pourret et al., 2015) a été réalisée au moyen du modèle WHAM 6.0 (Figure 1). De manière presque générale, le fractionnement du Cu est contrôlé par les fractions MO et FeOx et le Co par les fractions MO et MnOx. Ces résultats sont cohérents avec ceux de Lange et al. (2014) et Pourret et al. (2015) développés avec la même méthodologie dans un contexte similaire.



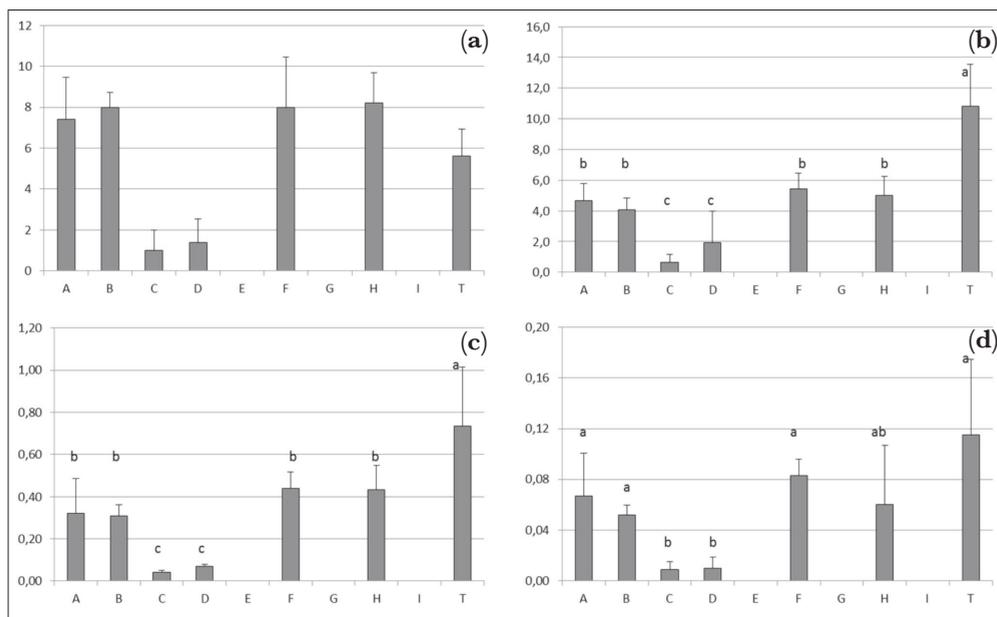
**Figure 1.** Fractionnement (%) du (a) Cu et du (b) Co par modélisation (WHAM 6.0) dans les différentes unités de végétation (voir légende Tableau 1).

Toutefois, les sols D, G et I sont caractérisés par des proportions relatives en fractions libres importantes pour les deux éléments ; la modélisation ne considérant pas les indices de saturations des précipitations minérales (Pourret et al., 2015), le Cu et le Co peuvent se retrouver sous forme minérale (malachite et hétérogénite, respectivement). Le sol T, aux concentrations en Cu et Co les plus faibles, est dominé par la fraction organique et les sols de savane steppique (A, B, F et H) présentent de fortes similitudes de fractionnement.

### 3.3. Réponses biologiques

#### 3.3.1. Paramètres de croissance de la plante

Le nombre moyen d'individus survivants, la hauteur moyenne des plantes pour chaque unité de sol et les biomasses (racinaire et aérienne) en matière sèche ont été mesurés sur les plantes (Figure 2).



**Figure 2.** (a) Nombre d'individus survivants, (b) hauteur moyenne des plantes (en cm) et (c) biomasses (en g) aériennes et (d) racinaires d'*A. davyi* dans les différentes unités de végétation (voir légende Tableau 1).

La réponse des plants d'*A. davyi* aux différents sols étudiés a montré un effet net de ceux-ci tant sur la survie que sur la taille des plants (Figure 2). Sur 11 individus transplantés par pot, la moitié a survécu sur les sols A, B, F, H et T, moins de deux dans les pots des sols C et D, et aucun dans les pots des sols E, G et I. L'analyse chimique de la biomasse n'a pu être effectuée que pour les sols A, B, F, H et T, faute de matière suffisante dans les autres sols. L'analyse de la variance et la comparaison des moyennes du nombre de survivants montre deux groupes statistiquement différents selon que le taux de survie soit supérieur à 50% ou non.

La hauteur moyenne des plantes et les biomasses suivent à peu près la même tendance que le taux de survie à ceci près que les plantes sur le sol de référence non-contaminé sont plus grandes (Figure 2). La comparaison des moyennes pour les modalités avec au moins un individu survivant a permis de distinguer trois groupes distincts auxquels il faut ajouter le groupe des sols sans plantes (E, G et I) : le sol de référence (T avec une taille > 9 cm), les sols A, B, F et H (4 à 5 cm) et les sols C et D (< 2 cm). La biomasse racinaire récoltée varie de 0,01 g à 0,12 g dans les sols C et T respectivement et la biomasse épiquée entre 0,04 g à 0,73 g.

### 3.3.2. Concentrations en Cu et Co dans la plante

Les concentrations en Cu et Co ont été déterminées dans les racines et la partie aérienne d'*A. davyi* (Tableau 4 et Figure 3). Il apparaît que la nature du sol influence les concentrations en Cu et Co dans la plante. Celles-ci sont en effet plus élevées dans les

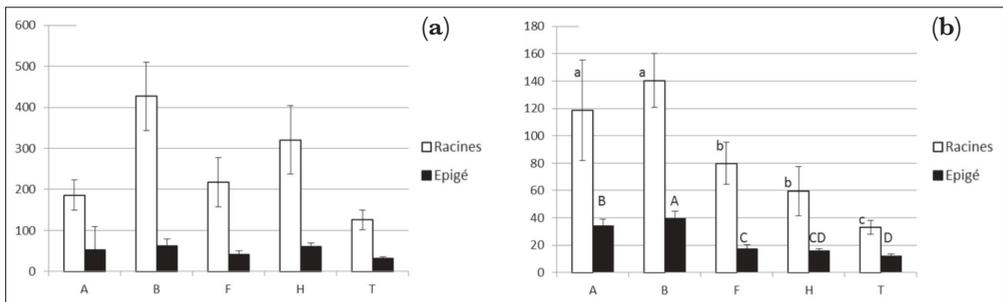
plantes cultivées sur les sols naturellement riches en métaux que dans celles cultivées sur le sol de forêt (T) (Figure 3). La concentration en éléments dans la plante varie fortement en fonction de la partie considérée, racinaire ou aérienne. Les concentrations les plus fortes ont été mesurées dans les racines, comme en témoignent les facteurs de transfert (Tableau 4) de l'ordre de 0,15 à 0,30. L'analyse de la variance montre que les teneurs en Cu sont significativement plus élevées dans les unités B et H, soit les savanes steppiques de pente qui présentent au sein des unités sur lesquelles *A. davyi* a poussé les teneurs dans le sol les plus élevées. En ce qui concerne les teneurs en Co dans la plante, c'est sur les unités A et B que les concentrations ont été les plus élevées.

**Tableau 4.** Concentrations en Cu et Co dans *A. davyi*, facteurs de bioconcentration (BCF) et de transfert (TF) moyens (voir la liste de description des unités au Tableau 1).

Unité	Cu (mg.kg <sup>-1</sup> )				Co (mg.kg <sup>-1</sup> )			
	PA*	Racines	BCF	TF	PA*	Racines	BCF	TF
A	53,3±20,3ab	186±37c	0,15	0,30±0,13a	34,3±4,9a	118,0±36,9ab	0,41	0,31±0,08ab
B	62,3±16,7a	427±84a	0,12	0,15±0,02b	40,0±5,4a	140,0±19,6a	0,18	0,29±0,05ab
F	41,1±8,6ab	218±60bc	0,15	0,20±0,08ab	17,4±3,1b	79,8±15,4bc	0,30	0,23±0,08b
H	61,1±9,0a	321±83ab	0,20	0,20±0,03ab	16,1±1,2b	59,7±18,0cd	0,52	0,29±0,07ab
T	32,2±4,0b	126±24c	0,94	0,26±0,04ab	12,4±1,5b	33,2±5,0d	0,67	0,38±0,10a

PA\* : partie aérienne = tiges + feuilles.

Les résultats suivis des mêmes lettres au sein d'une colonne ne sont pas significativement différents ( $\alpha = 0,05$ ).



**Figure 3.** Concentrations (mg.kg<sup>-1</sup>) en (a) Cu et (b) Co dans les racines et la partie aérienne des plantes d'*A. davyi* des différentes unités de végétation (voir légende Tableau 1).

Le calcul des minéralomasses (produit de la biomasse et de la concentration, voir Tableau 5) permet de constater que les quantités de Cu dans la partie aérienne et dans les racines sont en fait du même ordre de grandeur. Les facteurs de transfert exprimés en rapport de la minéralomasse de l'élément dans les parties aériennes sur les racines sont proches de l'unité. La minéralomasse de Co par contre est légèrement supérieure dans la partie aérienne par rapport aux racines. Les minéralomasses ne sont pas différentes d'une unité de végétation à l'autre, que ce soit pour le Cu ou le Co.

**Tableau 5.** Minéralomasses de Cu et Co dans *A. davyi* et facteurs de transfert (TF) (voir la liste de description des unités au Tableau 1).

Unité	Cu (en µg/pot)			Co (en µg/pot)		
	PA*	Racines	TF	PA*	Racines	TF
A	16,9±9,5	11,8±5,9	1,61±0,60	11,0±5,2	7,0±3,2	1,70±0,54ab
B	19,2±5,3	22,1±5,2	0,87±0,16	12,1±1,2	7,3±1,6	1,69±0,26ab
F	18,2±5,7	18,7±8,0	1,10±0,60	7,4±0,8	6,7±2,1	1,19±0,33b
H	26,9±9,4	24,4±15,8	1,41±0,63	7,1±2,2	4,6±3,4	2,10±1,23ab
T	23,5±9,5	13,8±5,6	1,71±0,20	9,0±3,7	3,8±1,9	2,53±0,66a

PA\* : partie aérienne = tiges + feuilles.

Les résultats suivis des mêmes lettres au sein d'une colonne ne sont pas significativement différents ( $\alpha = 0,05$ ).

## 4. Discussion

### 4.1. Caractéristiques des sols étudiés et différenciation des unités de végétation

Les sols étudiés sont caractérisés par une relative diversité des propriétés physiques et physico-chimiques. L'origine de ces variations tient essentiellement de la diversité des matériaux parentaux d'une part, de l'épaisseur des sols (sols très superficiels sur les affleurements et sols épais en bas de versants), de leur degré de développement (sols peu évolués sur les affleurements ou les colluvions, sols anciens à caractère ferrallitique pour les sols de *dembo* et les sols de référence) ou encore de leur fonctionnement biologique (traduit notamment par le degré d'accumulation de matière organique en surface).

La texture et la composition minérale sont des héritages des matériaux parentaux. Les sols de Fungurume III présentent une texture sablo-limoneuse sur roches siliceuses et argileuse sur shales. Une corrélation négative est observée entre concentrations en argiles et en sables ( $r = -0,891$ ,  $p < 0,001$ , données non montrées), qui témoigne de la dualité des matériaux rencontrés sur les collines, soit à dominance siliceuse (RSF, RSC) soit argileuse (RAT, SDB). Les concentrations en Al, Fe et Mn totaux ont été mesurées pour exprimer la nature et l'importance des minéraux constitutifs des sols autres que le quartz dans les sols tropicaux, tels que les alumino-silicates, les oxy-hydroxydes, etc. L'Al est significativement corrélé aux concentrations en argile ( $r = 0,875$ ,  $p < 0,01$ ), ce qui est assez classiquement observé (Baize, 1997). Une faible corrélation existe également entre les concentrations en sables et en Mn ( $p = 0,05$ ). Les concentrations en Al et Fe ne sont pas significativement corrélées. Exprimés en concentrations molaires, les rapports Fe/Al sont inférieurs à 1 (unités D, F et G), entre 1 et 2 (A, C, E, H et I) ou supérieurs à 2 (B et T) (Tableau 3). Ces deux éléments étant souvent associés aux argiles (Baize, 1997), soit en tant qu'élément constitutif, soit en tant qu'oxydes, l'absence de signification statistique entre Al et Fe s'explique par le faible nombre de mesures, mais peut-être également par des processus de pédogenèse étant donné que les rapports Al/Fe les plus élevés se rencontrent dans les sols les plus évolués (ferralsols et cambisols profonds).

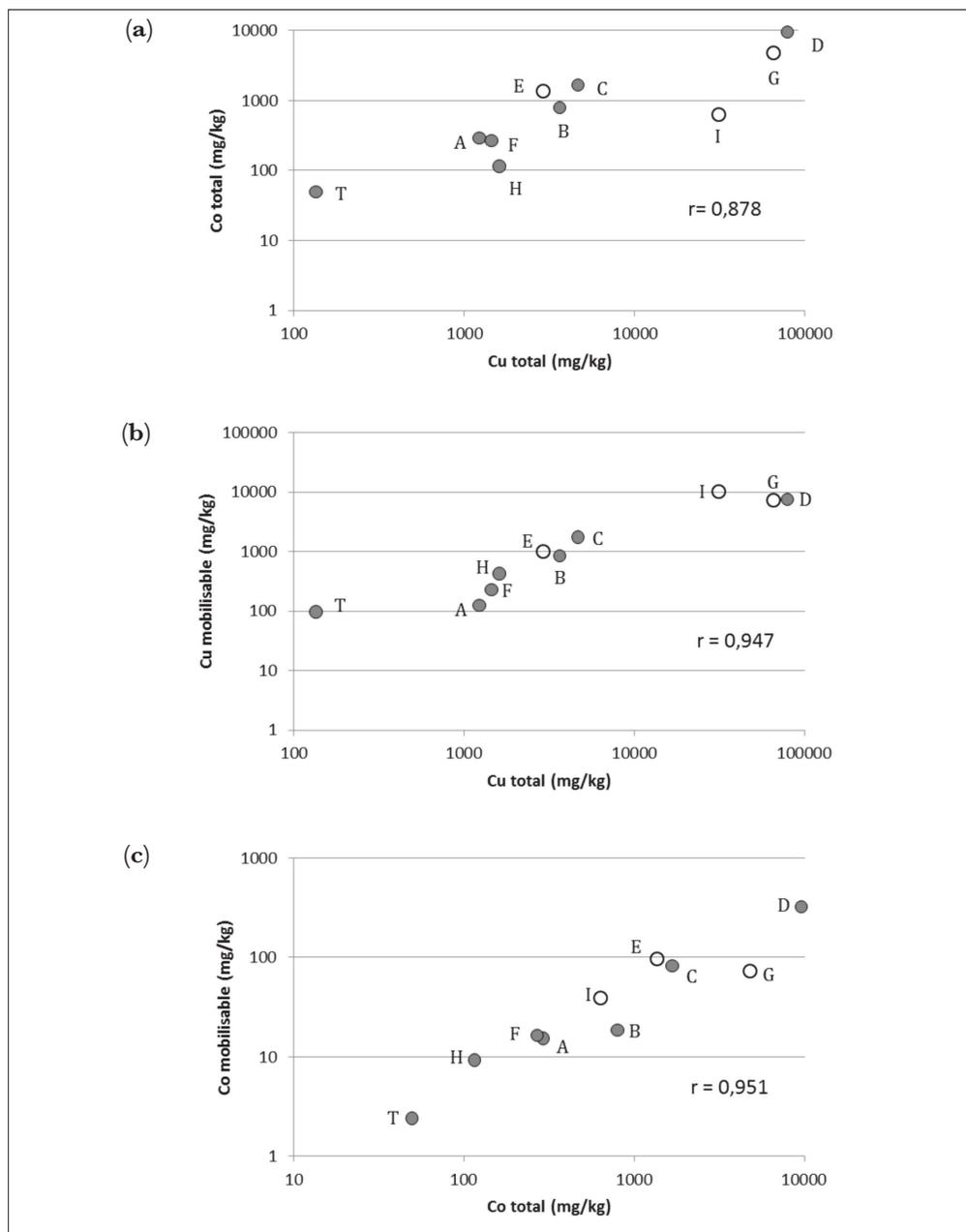
Le statut acido-basique est souvent décrit comme la propriété la plus importante par rapport à la biodisponibilité des éléments (Bourrelier et al., 1998; Kabata-Pendias et al., 2001). Les sols se répartissent en trois niveaux selon leur réaction (Tableau 2) :

neutre à légèrement acide (C, D, E et G), acide (A, B, F, H et I) et très acide (T). Le pH présente des corrélations statistiquement significatives avec le Mn total ( $r = 0,824$ ,  $p < 0,01$ ) et le Fe total ( $r = -0,919$ ,  $p < 0,01$ ). Les oxydes de Mn sont sensibles à l'acidification et il est possible que la corrélation s'explique par la pédogenèse liée à l'action de la végétation sur des durées plus longues sur les pentes et les bas de versant par rapport aux pelouses et steppes enrochées développées sur des matériaux plus jeunes. Les relations entre le pH et Fe s'expliquent également par le fait que les sols les plus acides correspondent aux sols les plus développés, avec concentration relative du Fe lors de la pédogenèse.

Les teneurs en carbone organique varient de 2 % à 6 % entre les sols les plus épais et les pelouses bien établies, respectivement (Tableau 2). En relation avec le pH et le TOC, les concentrations en éléments majeurs (P, K, Ca, Mg) montrent des variations liées à la nature des matériaux parentaux et aux unités de végétation. Les sols C et E sur pelouse ancienne et steppe enrochée sont proportionnellement plus riches en Ca, Mg et P, les sols D et G sur colluvions sont pauvres en K et Mg, les sols steppiques sont pauvres en P (Tableau 2).

Les concentrations en Cu et Co sont très élevées (Tableau 3), largement plus que les valeurs moyennes rapportées par McLennan (2001) pour l'écorce terrestre, soit  $25 \text{ mg.kg}^{-1}$  et  $17 \text{ mg.kg}^{-1}$ , respectivement. Les concentrations totales les plus élevées sont rencontrées dans les unités D, G et I, soit deux pelouses relativement récentes sur matériaux mis en surface par les activités des creuseurs artisanaux, et le sol contaminé par les activités de la Gécamines à Lubumbashi. Ensuite, les savanes steppiques (A, F et H) présentent des niveaux de concentrations en Cu et Co totaux inférieurs à  $1650 \text{ mg.kg}^{-1}$  et  $300 \text{ mg.kg}^{-1}$  respectivement, à l'exception de la savane sur RAT de Fungurume V (B), là où les sols des formations en haut de versant affichent des concentrations 3 à 4 fois plus élevées. Les concentrations en Cu et Co totaux sont significativement corrélées ( $r = 0,907$ ,  $p < 0,001$ ; Figure 4). Il semble que les sols du complexe de Fungurume participent globalement aux mêmes types de contamination mixte, là où celle de Lubumbashi (I) serait proportionnellement plus pauvre en Co. Les concentrations totales, mobilisables et mobiles sont significativement corrélées les unes aux autres (Figure 4). Les sols étudiés s'inscrivent clairement dans un gradient de contamination de la référence non contaminée aux pelouses de haut de versant sur matériaux rapportés en surface artificiellement. La linéarité de la relation entre concentrations totales et extractibles à l'acétate d'ammonium + EDTA est légèrement moins affirmée pour Cu que pour Co (Figure 4).

Selon les résultats de la modélisation géochimique (Figure 1), les sols C et E sont dominés par les fractions organiques, tant pour Cu que pour Co. Ce sont en effet les sols les plus riches en MO et les plus pauvres en Al et en Fe. Dans ces sols de pelouse, l'accumulation de MO s'accompagne probablement d'un stockage du Cu et du Co relativement important mais potentiellement mobilisable par minéralisation de cette matière organique. Le Co est lié préférentiellement aux fractions MO et MnOx, et le Cu aux fractions MO et FeOx. Ce résultat traduit le comportement spécifique de chaque élément. Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus précédemment par



**Figure 4.** Concentrations ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) en Cu et Co des sols étudiés: (a) Cu total versus Co total, (b) Cu biodisponible versus Cu total, (c) Co biodisponible versus Co total. Les symboles blancs correspondent aux sols sur lesquels aucun plant n'a survécu (voir légende Tableau 1).

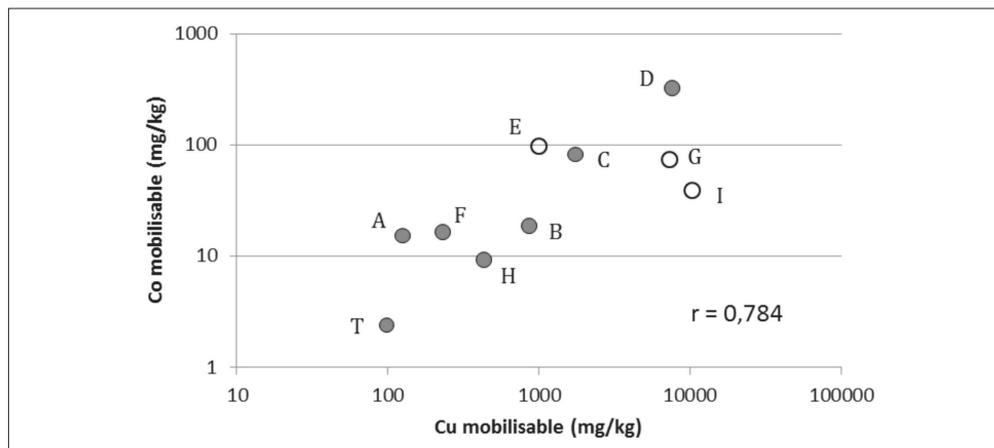
modélisation (Lange et al., 2014) ou par analyse des sols et des plantes (Faucon et al., 2009). Les différences de fractionnement et la proportion plus forte de Co extractible au  $\text{CaCl}_2$  par rapport aux autres formes plaident dans le sens d'une plus grande mobilité de cet élément par rapport au Cu.

En intégrant l'ensemble des observations précédentes au regard de la différenciation entre unités de végétation, il apparaît que celles-ci présentent de nombreux points de convergence et que les unités à la fois, i) s'inscrivent dans des gradients de contamination en Cu et Co cohérents avec la logique d'organisation toposéquentielle et, ii) peuvent néanmoins être regroupées en trois ensembles différenciés : i) D et G avec des pelouses sur matériaux parentaux contaminés récemment apportés en surface des sols, ii) C et E avec une pelouse ancienne et la steppe enrochée sur sols contaminés et influencés par la présence de carbonates dans la roche-mère et, iii) les autres unités (savanes steppiques, forêt, forêt dégradée) sur sols plus épais, à réaction acide à très acide et globalement dystrophes.

## 4.2. Caractéristiques biologiques

### 4.2.1. *Survie, hauteur et biomasse de la plante*

La réponse d'*A. davyi* a été évaluée par le comptage des individus survivant à la fin de l'expérimentation, par la mesure de la hauteur de chaque individu dans chaque pot et de la biomasse totale par pot (Figure 2), et par la mesure de la quantité de métal extrait par la plante (concentration et minéralomasse, Tableaux 4 et 5) lorsque la biomasse était suffisante. La survie des plantes sur les sols peut en première approche être liée à la toxicité du Cu et du Co pour les sols riches en ces deux éléments (C, D, E, G et I) d'une part, ou à d'autres facteurs biotiques tels que la compétition pour certaines ressources dans le sol témoin de la forêt d'autre part. Une forte concentration en éléments traces dans un sol peut occasionner la mort des plantes sensibles (Bourrelier et al., 1998). Les concentrations du sol en Cu et Co constituent en effet le premier élément d'explication du taux de survie (Figure 4). Davantage que les concentrations totales, ce sont les concentrations biodisponibles (Figure 5) qui permettent de séparer les sols en deux groupes aux taux de survie largement différents. Dans les conditions de l'expérimentation, des concentrations biodisponibles supérieures à  $1\,000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  et  $50\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de Cu et Co respectivement induisent une chute brutale du taux de survie (C, D, E, G et I). D'autres caractéristiques du milieu sont à mettre en relation avec le taux de survie. Ainsi, le groupe à faible taux de survie correspond aux pelouses, à une steppe enrochée et un site multicontaminé, tandis que les taux supérieurs à 50% ont été observés uniquement sur savane steppique et forêt. D'après Ilunga Wa Ilunga et al. (2013) et Séleck et al. (2013), *A. davyi* est une espèce de savane steppique. Sa présence n'aurait jamais été relevée sur steppe enrochée. *A. davyi* a toutefois été rencontré sur des sites de collines à des niveaux de concentrations totales similaires à ceux mesurés dans les pelouses (Lange et al., 2014). Par ailleurs, le P biodisponible apparaît comme un élément corrélé négativement aux taux de survie ( $r = -0,705$ ,  $p < 0,05$ ), toutefois aucune explication physiologique ne peut y être associée, et il s'agit vraisemblablement d'un effet de corrélation dû aux matériaux parentaux.



**Figure 5.** Concentrations ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) en Cu et Co biodisponibles dans les sols. Les symboles blancs correspondent aux sols sur lesquels aucun plant n'a survécu (voir légende Tableau 1).

La bonne croissance de la plante sur le sol de forêt, en termes de hauteur et de biomasse (Figure 2), démontre clairement l'effet délétère des conditions physico-chimiques rencontrées dans les sols des anomalies métallifères. Dans les conditions de notre expérimentation, la biomasse totale peut être estimée à partir des concentrations en Cu biodisponible et du pH selon la formule :

$$\text{Biomasse totale (en g)} = 2,11 - 0,227 \times \log_{10}(\text{Cu}_M) - 0,199 \times \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} \quad (R^2 = 87,2\%)$$

où  $\text{Cu}_M$  est la concentration biodisponible en  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

Si l'effet du gradient de Cu semble évident, l'effet du pH mérite d'être validé par davantage de données et les interactions entre ces deux paramètres dissociées des effets principaux.

#### 4.2.2. Prélèvement des éléments métalliques par la plante

Le prélèvement du Cu et du Co par *A. davyi* peut être considéré en termes de concentrations ou de minéralomasse (Tableaux 4 et 5). Les concentrations mesurées dans le cadre de cette expérimentation sont inférieures à celles rapportées précédemment par Brooks et al. (1985), Malaisse et al. (1994), Faucon et al. (2009) et Lange et al. (2014). Ces deux dernières études avaient conclu de leurs travaux qu'*A. davyi* était un hyperaccumulateur facultatif. Les résultats de cette étude tendent à confirmer l'absence d'hyperaccumulation en conditions contrôlées (Faucon et al., 2012) et que soit *A. davyi* n'est pas non plus une espèce cuprophyte, soit que d'autres facteurs limitants ont été rencontrés dans les sols étudiés.

L'influence du type de sol sur le prélèvement des éléments par la plante se situe au niveau de l'offre des éléments dans la solution du sol qui est elle-même conditionnée par la réserve totale, le fractionnement de l'ET et les conditions physico-chimiques, dont principalement le pH (Bourrelier et al., 1998; Ginocchio et al., 2002; Tremel-

Schaub et al., 2005). Des corrélations significatives ont été observées (Tableau 6) mais la prudence reste de mise étant donné le faible nombre de mesures qui ont pu être effectuées ( $n = 5$ ). Les corrélations sont plus élevées pour les racines que pour les parties aériennes et, au sein des racines, plus élevées pour les concentrations en Cu que pour celles en Co. Même si la plupart des corrélations ne sont pas significatives, elles restent du même ordre de grandeur que celles observées par Lange et al. (2014) sur un nombre de cas plus important. Parmi les extractions chimiques, les corrélations suivent l'ordre :  $[\text{CH}_3\text{COONH}_4 + \text{EDTA}] > [\text{HF} + \text{HClO}_4] > [\text{CaCl}_2]$ . La modélisation géochimique fournit des résultats qui sont du même ordre de grandeur que les extractions chimiques sauf en ce qui concerne les formes libres du Cu et du Co. Les formes les mieux corrélées aux concentrations dans les plantes sont celles liées aux oxydes de Fe et à la matière organique pour Cu, et celles liées aux oxydes de Mn pour Co. Les autres propriétés du sol ne sont pas statistiquement corrélées à la concentration dans la plante à l'exception du Mn total et du Co dans les racines, ce qui semble confirmer l'importance des interactions entre Mn et Co (Faucon et al., 2009).

**Tableau 6.** Corrélations (et  $p$ -valeurs; NS : Non Significatif) entre concentrations en Cu et Co des parties épigées et racinaires de *A. davyi* et propriétés du sol.

	Cu épigé	Cu racines	Co épigé	Co racines
Cu/Co totaux	0,773 (NS)	0,943 (0,016)	0,857 (NS)	0,883 (0,047)
Cu/Co mobilisables	0,732 (NS)	0,973 (0,005)	0,756 (NS)	0,892 (0,042)
Cu/Co mobiles	0,731 (NS)	0,931 (0,021)	0,840 (NS)	0,878 (0,050)
Cu/Co libres	0,143 (NS)	0,173 (NS)	-0,162 (NS)	0,043 (0,040)
Cu/Co MnOx	0,650 (NS)	0,794 (NS)	0,888 (0,044)	0,885 (0,046)
Cu/Co FeOx	0,774 (NS)	0,948 (0,014)	0,843 (NS)	0,865 (NS)
Cu/Co OM	0,774 (NS)	0,941 (0,017)	0,824 (NS)	0,872 (NS)
pH	0,746 (NS)	0,664 (NS)	0,477 (NS)	0,645 (NS)
COT	-0,222 (NS)	0,273 (NS)	-0,077 (NS)	-0,129 (NS)
Fe total	-0,236 (NS)	0,071 (NS)	-0,009 (NS)	-0,173 (NS)
Mn total	0,415 (NS)	0,512 (NS)	0,786 (NS)	0,900 (0,037)

Les niveaux de probabilité des corrélations entre concentrations dans les parties aériennes et racinaires sont proches de 5%. La fixation des contaminants dans les racines est un moyen de tolérance des plantes par rapport à la toxicité des éléments traces (Kabata-Pendias et al., 2001). Si les concentrations en Cu et Co dans les parties

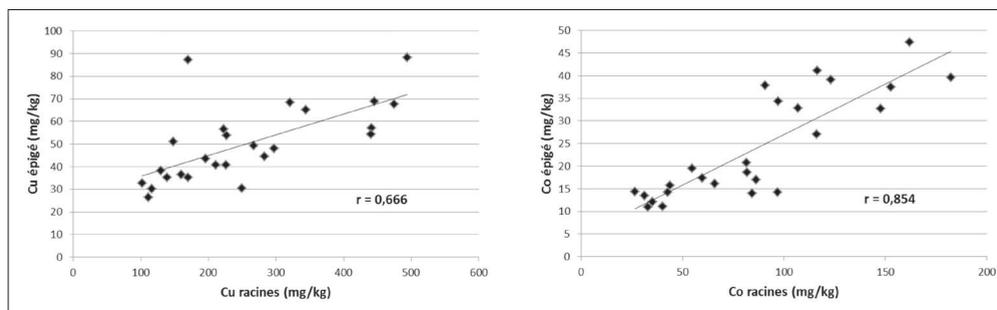
aériennes sont 3 à 5 fois plus faibles que celles dans les racines, les minéralomasses des parties épiquées sont supérieures (Figure 6). Les seules différences observées entre les sols étudiés concernent la minéralomasse racinaire du Cu et le rapport Cu épiqué/Cu racinaire. La récolte complète des racines dans les sols est toutefois une tâche ardue et la prudence s'impose dans l'interprétation des résultats de minéralomasse racinaire.

#### 4.3. Prédiction de la biodisponibilité du cuivre dans les sols et la plante

La biodisponibilité du Cu et du Co dans les sols étudiés peut être estimée soit par une caractérisation chimique de l'offre du sol soit par une réponse biologique. La réponse d'*A. davyi* a pris plusieurs formes : mort de la plante, croissance diminuée et accumulation du Cu et du Co dans les organes de la plante.

Les concentrations en Cu et Co des sols selon les différents protocoles chimiques sont étroitement corrélées entre elles. Les extraits au  $\text{CH}_3\text{COONH}_4 + \text{EDTA}$  sont, dans le cadre de cette étude, de bons prédicteurs de la biodisponibilité du Cu et du Co dans les sols, même si d'autres auteurs dans d'autres contextes n'ont pas abouti aux mêmes constats (Collins et al., 2010; Baraud et al., 2012). Les corrélations dépendent évidemment des gradients existant dans les propriétés chimiques. Les résultats de cette étude confirment la pertinence de l'usage du réactif de Lakanen et al. (1971) pour la caractérisation des sols des écosystèmes métallifères des collines comme dans les études de Faucon et al. (2009), Saad et al. (2012), Ilunga Wa Ilunga et al. (2013) ou Séleck et al. (2013).

La relation positive entre les concentrations en éléments dans la plante et dans les sols des anomalies métallifères permet d'en déduire que la mort d'*A. davyi* sur les sols E et G et les très faibles taux de survie, hauteurs et biomasses dans les sols C et D résultent de concentrations excessives en Cu et en Co. Pour les sols A, B, F, H et T, la relation fonctionnelle entre sol et plante se traduit par une proportionnalité des concentrations entre les deux.



**Figure 6.** Relations entre concentrations mesurées en Cu et Co ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) dans les racines et les parties épiquées d'*Anisopappus davyi*.

## 5. Conclusions

La phytodisponibilité du Cu et du Co dans les sols des principales unités de végétation des écosystèmes métallicoles du complexe Tenke-Fungurume au Katanga a été étudiée par une expérimentation en pots. Des plants d'*A. davyi*, une espèce fréquemment observée sur les sols des collines cuprifères du Katanga, ont été repiqués dans des sols prélevés dans les principales unités de végétation qui caractérisent ces collines.

La caractérisation des sols a permis de montrer que ceux-ci pouvaient être regroupés en fonction des communautés végétales qu'ils portaient et de leur âge. Ainsi, les pelouses et la steppe enrochée se démarquent clairement des savanes steppiques et de la forêt par les matériaux parentaux et les niveaux de concentrations en Cu et Co, mais également par le statut acido-basique et trophique, et par la texture. Au sein de ce groupe, la distinction est nette également entre les sols D et G d'une part, qui sont des pelouses sur matériaux parentaux contaminés et récemment apportés en surface des sols, et les sols C et E d'autre part qui sont respectivement une pelouse ancienne et la steppe enrochée sur sols contaminés.

La comparaison des réponses d'*A. davyi* à ces différents sols a permis d'identifier des situations de mort de la plante qui correspondent à des niveaux élevés de concentrations totales et surtout biodisponibles en Cu et Co. L'ordre de grandeur des concentrations biodisponibles au-delà desquelles la croissance d'*A. davyi* a été brutalement freinée est de 1 000 mg.kg<sup>-1</sup> pour le Cu et 50 mg.kg<sup>-1</sup> pour le Co. Ces résultats doivent être confirmés, mais il est néanmoins envisageable de mettre au point un test de biodisponibilité des ET dans les sols, basé sur la réponse de différentes plantes dont *A. davyi*, pour peu que les seuils de mortalité, les amplitudes écologiques, les gammes de linéarité des concentrations dans la plante soient précisés.

La comparaison de la réponse plante avec les concentrations du sol extraites par différents réactifs chimiques et par la modélisation géochimique a montré que les concentrations extractibles par le réactif de Lakanen et al. (1971) étaient tout à fait adaptées à la prédiction de la réponse plante. Vu les fortes corrélations observées, les concentrations totales ou extractibles au CaCl<sub>2</sub> apportent des informations similaires. La modélisation géochimique présente quant à elle un intérêt potentiel pour discriminer les sols en fonction de la distribution supposée des contaminants sur les différentes phases solides de ceux-ci, et notamment pour la prédiction des formes les plus mobiles dans les systèmes sol-plante.

## Bibliographie

- Antonovics J., Bradshaw A.D. & Turner R.G., 1971. Heavy metal tolerance in plants. *Adv. Ecol. Res.* **7**, 185.
- Baize D., 1997. *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)*. Paris : INRA.
- Baize D. & Tercé M. (Eds), 2002. *Les éléments traces métalliques dans les sols. Approches fonctionnelles et spatiales*. Paris : INRA.
- Baker A.J.M., Reeves R.D. & Hajar A.S.M., 1994. Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl (Brassicaceae). *New Phytol.*, **127**, 61-68.

- Banza C.L.N. et al., 2009. High human exposure to cobalt and other metals in Katanga, a mining area of the Democratic Republic of Congo. *Environ. Res.*, **109**(6), 745-752.
- Baraud F. & Leleyter L., 2012. Prediction of phytoavailability of trace metals to plants: Comparison between chemical extraction and soil-grown radish. *C.R. Geosci.*, **344**, 385-395.
- Bech J. et al., 2012. Shoot accumulation of several trace elements in native plant species from contaminated soils in the Peruvian Andes. *J. Geochem. Explor.*, **113**, 106-111.
- Bourrelie P.-H. & Berthelin J., 1998. *Contamination des sols par les éléments traces métalliques : les risques et leur gestion*. Rapport n° 42. Académie des Sciences. Paris : Lavoisier Tec & Doc.
- Brooks R.R., Malaisse F. & Empain A., 1985. The heavy metal tolerant flora of Southcentral Africa: a multidisciplinary approach. Rotterdam, The Netherlands: A.A. Balkema.
- Brun L.A. et al., 1998. Relationships between extractable copper, soil properties and copper uptake by wild plants in vineyard soils. *Environ. Pollut.*, **102**, 151-161.
- Collins R.N. & Kinsela A.S., 2010. The aqueous phase speciation and chemistry of cobalt in terrestrial environments. *Chemosphere*, **79**(8), 763-771.
- Duvigneaud P., 1958. La végétation du Katanga et de ses sols métallifères. *Bull. Soc. R. Bot. Belg.*, **90**, 127-296.
- Duvigneaud P., 1959. Plantes cobaltophytes dans le Haut Katanga. *Bull. Soc. R. Bot. Belg.*, **91**, 111-134.
- Duvigneaud P. & Denaeyer-De Smet S., 1963. Cuivre et végétation au Katanga. *Bull. Soc. R. Bot. Belg.*, **96**, 93-231.
- Ernst W.H.O., 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Appl. Geochem.*, **11**, 163-167.
- Faucon M.P., Shutcha M.N. & Meerts P., 2007. Revisiting copper and cobalt concentrations in supposed hyperaccumulators from SC Africa: influence of washing and metal concentrations in soil. *Plant Soil*, **301**, 29-36.
- Faucon M.P. et al., 2009. Soil influence on Cu and Co uptake and plant size in the cuprophytes *Crepidodhodon perennis* and *C. tenuis* (Scrophulariaceae) in SC Africa. *Plant Soil*, **317**, 201-212.
- Faucon M.P. et al., 2012. Copper tolerance and accumulation in two cuprophytes of South Central Africa: *Crepidodhodon perennis* and *C. tenuis* (Linderniaceae). *Environ. Exp. Bot.*, **84**, 11-16.
- Ginocchio R. et al., 2002. Effect of soil copper content and pH on copper uptake of selected vegetables grown under controlled conditions. *Environ. Toxicol. Chem.*, **21**, 1736-1744.
- Gupta S.K., Vollmer M.K. & Krebs R., 1996. The importance of mobile, mobilisable and pseudo total heavy metal fractions in soil for three-level risk assessment and risk management. *Sci. Total Environ.*, **178**, 11-20.
- Houba V.J.G., Novozamsky I. & Temminghoff E.J.M., 1997. *Soil analysis procedure. Extraction with 0.01M CaCl<sub>2</sub> (Soil and Plant Analysis, Part 5A)*. Wageningen, The Netherlands: Wageningen Agricultural University.
- Ilunga Wa Ilunga E. et al., 2013. Small-scale diversity of plant communities and distribution of species niches on a copper rock outcrop in upper Katanga, D.R. Congo. *Plant Ecol. Evol.*, **146**, 173-182.
- Juste C., 1988. Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Sci. Sol*, **26**(2), 103-112.
- Kabata-Pendias A. & Pendias H., 2001. *Trace elements in soils and plants, 3<sup>rd</sup> ed.* Boca Raton, FL, USA: CRC Press.
- Kaya Muyumba D. et al., 2015. Caractérisation des systèmes sols-plantes dans les collines de l'arc cuprifère du Katanga (synthèse bibliographique). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **19**(2), 204-214.

- Küpper H., Lombi E., Zhao F.J. & McGrath S.P., 2000. Cellular compartmentation of cadmium and zinc in relation to other elements in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. *Planta*, **212**, 75-84.
- Lakanen E. & Erviö R., 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agral. Fenn.*, **123**, 223-232.
- Lange B. et al., 2014. Prediction of the edaphic factors influence upon the copper and cobalt accumulation in two metallophytes using copper and cobalt speciation in soils. *Plant Soil*, **379**, 275-287.
- Liénard A. & Colinet G., 2014. Synthèse bibliographique sur la mobilité des éléments traces dans les sols et l'utilisation de la stabilisation physico-chimique comme technique de gestion *in situ* des sites contaminés. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **18**(2), 273-289.
- Malaisse F., Brooks R.R. & Baker A.J.M., 1994. Diversity of vegetation communities in relation to soil heavy metal content at the Shinkolobwe copper/cobalt/uranium mineralization, Upper Shaba, Zaire. *Belg. J. Bot.*, **127**, 3-16.
- McLennan S.M., 2001. Relationships between the trace element composition of sedimentary rocks and upper continental crust. *Geochem. Geophys. Geosyst.*, **2**(4), 1021, DOI: 10.1029/2000GC000109
- Meers E. et al., 2007. Phytoavailability assessment of heavy metals in soils by single extractions and accumulation by *Phaseolus vulgaris*. *Environ. Exp. Bot.*, **60**(3), 385-396.
- Miller R.O., 1998. Nitric-perchloric wet acid digestion in an open vessel. In: Kalra Y. (Ed.). *Handbook of reference methods for plant analysis*. Washington, DC: CRC Press.
- Pourret O. et al., 2015. Modeling of cobalt and copper speciation in metalliferous soils from Katanga (Democratic Republic of Congo). *J. Geochem. Explor.*, **149**, 87-96.
- Saad L. et al., 2012. Investigating the vegetation-soil relationships on the copper-cobalt rock outcrops of Katanga (D.R. Congo), an essential step in a biodiversity conservation plan. *Restor. Ecol.*, **20**, 405-415.
- Séleck M. et al., 2013. Chemical soil factors influencing plant assemblages along copper-cobalt gradients: implications for conservation and restoration. *Plant Soil*, **373**, 455-469.
- Tack P.M. & Verloo M.G., 1996. Metal contents in stinging nettle (*Urtica dioica* L.) as affected by soil characteristics. *Sci. Total Environ.*, **192**(1), 31-39.
- Takeda A. et al., 2006. Extractability of major and trace elements from agricultural soils using chemical extraction methods: Application for phytoavailability assessment. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **52**(4), 406-417.
- Terry N. & Banuelos G. (Eds), 2000. *Phytoremediation of contaminated soil and water*. Boca Raton, FL, USA: CRC Press.
- Tremel-Schaub A. & Feix I., 2005. *Contaminations des sols – Transferts des sols vers les plantes*. Les Ulis et Angers, France : EDP Sciences et ADEME.
- van der Ent A. et al., 2013. Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: facts and fiction. *Plant Soil*, **362**(1), 319-334.
- Van Ranst E., Verloo M., Demeyer A. & Pauwels M.J., 1999. *Manual for the soil chemistry and fertility laboratory – Analytical methods for soils and plants, equipments, and management of consumables*. Ghent, Belgium: NUGI 835.
- WRB, 2014. *World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. World Soil Resources Reports 106. Rome: FAO.



## Fond pédogéochimique et cartographie des pollutions des sols à Lubumbashi

Mylor NGOY SHUTCHA, Robert-Prince MUKOBO, Donato KAYA MUYUMBA, Michel MPUNDU MUBEMBA, Michel-Pierre FAUCON, Tolérant LUBALEGA KIMBAMBA, Ludovic ANDRES, Annabelle JOHN, Nathan VANDENHEEDE, Olivier POURRET, Michel NGONGO LUHEMBWE, Gilles COLINET\*

Il n'existe pas de cartographie récente des contaminations des sols par les activités minières à Lubumbashi malgré l'importance de la question en matière de santé humaine et de risques pour les écosystèmes. Une synthèse des recherches menées depuis 2005 a été réalisée en vue de proposer une cartographie du fond pédogéochimique naturel comme base d'estimation des contaminations d'origine anthropique. L'analyse des teneurs totales sur des profils représentatifs a permis d'estimer des teneurs de fond de 400, 50, 120 et 200 mg.kg<sup>-1</sup> pour respectivement les éléments Cu, Co, Pb et Zn. Les recherches ont également permis de cartographier les teneurs de l'horizon de surface en ces éléments et la probabilité de dépasser les valeurs de fond. La distribution spatiale des contaminants est conditionnée par la localisation des sources anthropiques de contamination, mais également par les redistributions localement importantes en surface dues à l'érosion, comme en témoigne l'analyse des sédiments des cours d'eau.

### **Determination of the pedochemical background and mapping of soil contamination in Lubumbashi**

Despite its importance for human health and ecosystem function, no up-to-date map of soil contamination by mining processes exists for the Katanga Province. This paper presents a synthesis of research that has been conducted since 2005 in Lubumbashi in order to map the natural pedogeochemical background of trace elements. The knowledge of the natural background enables an assessment of local contaminations due to human activities. The analysis of the total content for selected soil profiles gave estimations of the natural background of 400, 50, 120 et 200 mg.kg<sup>-1</sup>, respectively for Cu, Co, Pb and Zn. Maps of the content of trace elements in the topsoil were produced as well as maps of the probability to exceed the local background values. Locally, the spatial distribution of contaminants is determined by the presence of anthropic contamination but also by surface migration mainly due to erosion, as confirmed by the analysis of stream sediments.

---

Bogaert J., Colinet G. & Mahy G., 2018. *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège – Agronomie-Gembloux.

## 1. Introduction

Un grand nombre d'études ont été menées sur la caractérisation des contaminations des écosystèmes par les activités minières au Katanga, mais il n'existe aucune cartographie récente des contaminations des sols en métaux à l'échelle de la ville de Lubumbashi et de sa périphérie, même si une carte a été proposée par Mpundu Mubemba (2010) dans le cadre de sa thèse de doctorat. Or, la connaissance spatialisée de l'état chimique des sols est un préalable à une occupation du territoire qui permette la réalisation d'activités socio-économiques environnementalement durables et surtout qui n'engendrent pas de risques sanitaires. L'étude de Banza et al. (2009) a mis en évidence une accumulation excessive de cobalt dans l'organisme de personnes riveraines des sites miniers au Katanga. Les analyses de Mpundu Mubemba (2010) sur les potagers ont également confirmé les risques de contamination des légumes dans certains quartiers de Lubumbashi particulièrement impactés par les contaminations atmosphériques. D'autres compartiments des écosystèmes sont également touchés par les contaminations métalliques, comme l'ont montré Mbenza et al. (1989) sur la qualité de l'air, Lubalega et al. (2015) sur les termitières ou Manda et al. (2010) sur les écosystèmes aquatiques.

Les contaminations des sols peuvent être naturelles et correspondre à un fond géochimique élevé, comme dans les collines de l'Arc cuprifère (voir la synthèse bibliographique de Kaya Muyumba et al., 2015), ou à des apports atmosphériques d'origine volcanique ou géothermique (Gustin et al., 2008). Elles sont cependant plus fréquemment d'origine anthropique, et peuvent résulter d'apports massifs de sources locales bien identifiées ou d'apports diffus d'origine plus lointaine (Baize, 1997). Leteinturier (2002) a identifié de nombreux modes de contamination dus à l'activité minière au Katanga, des tranchées de prospection des sites précoloniaux aux émissions de particules dans l'atmosphère résultant des activités industrielles telle l'usine de la Gécamines à Lubumbashi : mines à ciel ouvert, remblais, bassins de décantation, sites de lavage de roches excavées, ballasts des voies ferrées et accotements de routes, etc. Les sources de pollution sont dès lors multiples dans une ville comme Lubumbashi.

De nombreux exemples de cartographie des contaminations existent dans la littérature récente (Liénard et al., 2014; Lee et al., 2016; Cao et al., 2017; Liu et al., 2017; Marugo-Negrete et al., 2017; Shen et al., 2017). Ces recherches combinent le développement de systèmes d'information géographique et les techniques d'interpolation géostatistiques pour la spatialisation des contaminations, avec l'usage d'indicateurs universels ou locaux dédiés à l'estimation du fond pédogéochimique – *enrichment factor* (EF), *geoaccumulation index* – ou à la caractérisation de la gravité de la pollution – *pollution index* – (Wu et al., 2014). En particulier, les approches spatiales basées sur les analyses multivariées visent à identifier les sources de pollution dès lors que celles-ci ne présentent pas les mêmes associations de métaux (Liénard et al., 2014).

L'objectif de nos recherches était d'établir le niveau des teneurs en éléments traces métalliques (ETM) des sols de Lubumbashi lié au fond pédogéochimique naturel, d'une part, et de cartographier l'ampleur des contaminations par ailleurs. Ce papier synthétise les résultats d'analyses menées dans le cadre de différents mémoires et thèses de doctorat entre 2006 et 2015.

## 2. Méthodologie

Nous avons collecté les résultats d'analyses et les coordonnées géographiques des prélèvements de sol de l'ensemble des travaux de recherche (thèses de doctorat et mémoires de master) menés à Lubumbashi depuis le début du projet REMEDLU jusqu'en juin 2015. La liste de ces travaux est donnée au tableau 1, ainsi que les analyses effectuées.

**Tableau 1.** Relevé d'études (mémoires de fin d'études (MFE) et thèses de doctorat (PhD)) ayant contribué à la mesure des contaminations des sols à Lubumbashi.

Référence	Objectif de l'étude	Analyses
Mukobo (2007)	Cartographie des contaminations autour de la Gécamines (MFE)	pH, COT, Cd, Co, Cu, Pb et Zn disponibles*
Kaya Muyumba (2008)	Redistributions des ETM par ruissellement et érosion sur le site de la Gécamines (MFE)	pH, COT, Cd, Co, Cu, Pb et Zn disponibles*
Andres (2008)	Caractérisation du fond pédogéochimique (MFE)	pH, COT, Granulométrie, Eléments totaux triacides
Gillot (2008)	Relations sols-plantes en milieux contaminés (MFE)	pH, COT, Cd, Co, Cu, Pb et Zn disponibles*
John (2009)	Évaluation spatialisée des risques de contamination de la chaîne alimentaire (MFE)	pH, COT, Granulométrie, Eléments totaux triacides
Lubalega (2009)	Contaminations métalliques et termitières (MFE)	pH, COT, Cd, Co, Cu, Pb et Zn disponibles*
Faucon (2009)	Phytodisponibilité des ETM (PhD)	pH, Cd, Co, Cu, Pb et Zn disponibles*
Mackelbergh (2012)	Déterminisme pédologique des formations végétales naturelles (MFE)	pH, COT, Cd, Co, Cu, Pb et Zn disponibles*
Vandenheede (2015)	Contaminations des sédiments et plaines alluviales (MFE)	pH, COT, Cd, Co, Cu, Pb et Zn disponibles*

\* Disponible = extraction chimique par  $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ +EDTA à pH = 4,65.

Nous avons fait le choix de présenter les résultats relatifs à la définition du fond pédogéochimique en premier lieu et en suivant la chronologie de réalisation des différentes études ainsi que les différents enseignements qui en ont été tirés. Des cartes qui intègrent l'ensemble des teneurs en Cu disponible acquises sur l'horizon de surface des sols de Lubumbashi sont ensuite proposées et comparées avec celles mesurées dans les sédiments des principales vallées.

Les analyses statistiques et les graphiques ont été réalisés avec Minitab, les cartes avec ArcGIS 10.0.

### 3. Résultats et discussion

#### 3.1. Teneurs de fond

Le fond pédogéochimique correspond aux teneurs dans les sols qui résultent de l'héritage de la roche-mère (fond géochimique) et des redistributions naturelles liées aux processus de pédogenèse et aux cycles biogéochimiques (Baize, 1999 ; Colinet, 2003). Le fond pédogéochimique est généralement estimé à partir des teneurs totales, mesurées à partir d'extractions chimiques par un mélange d'acides forts ou par fusion alcaline. Les teneurs disponibles, par contre, sont des teneurs mesurées dans des extraits liquides ou des résines qui simulent l'absorption par une plante ou tout autre organisme biologique. Il s'agit en général d'une estimation de l'offre du sol en élément. Les approches de détermination des fonds géochimiques et pédogéochimiques ciblent en général les alluvions des principaux cours d'eau ou les grands types de sols, respectivement.

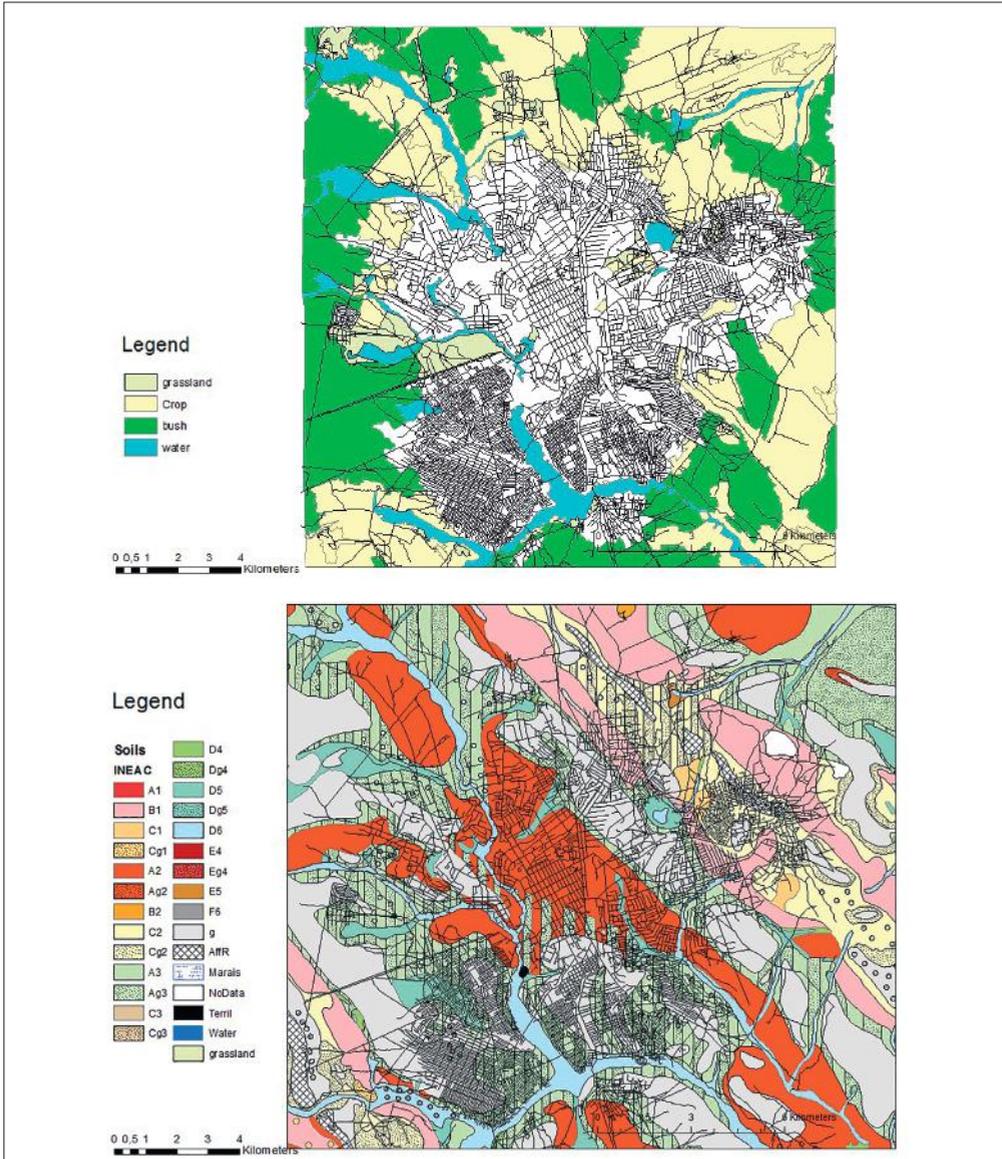
Les mémoires de fin d'études de Andres (2008) et John (2009) ont posé les bases pour l'estimation du fond pédogéochimique des sols à Lubumbashi. Des profils représentatifs (18) des sols de Lubumbashi ont été échantillonnés en zones non contaminées et comparés aux profils en zones contaminées. Les sols de Lubumbashi sont présentés à la figure 1, dans le système de classification de l'INEAC (Sys & Schmitz, 1959).

Les sols peuvent être classés en fonction de leur position topographique (plateau et versant vs vallée), le matériel parental profond (schiste, roche carbonatée, roche siliceuse) et la couleur dominante (rouge, ocre-rouge, jaune).

Les analyses physico-chimiques (Tableau 2) indiquent des sols présentant une gamme relativement large de pH (réaction acide à neutre). La texture varie de sableuse à argileuse, du plateau vers le bas de versant. La CEC se situe autour de 25 cmolc.kg<sup>-1</sup> et celle des sols de vallées est plus forte que celle des sols de plateaux. Les teneurs en Al total, à l'instar des teneurs en argiles, sont globalement plus élevées dans les sols de vallées. Par contre, pour le Fe total, c'est l'inverse qui est observé en raison probablement des modifications de conditions d'oxydo-réduction entre le domaine aéré des plateaux et le domaine hydromorphe des vallées. Les teneurs totales en Al et en Fe augmentent de la surface vers la profondeur tandis que les teneurs totales en Cu, Co, Zn et Pb diminuent avec la profondeur. Des corrélations significatives ont été identifiées entre les teneurs en ETM et l'Al total pour les horizons de profondeur, et ces relations ont permis d'identifier des situations probables de contaminations de surface par le calcul de facteurs d'enrichissements locaux (EF) :

EF :  $([ET] / [Al])_{\text{surface}} / ([ET] / [Al])_{\text{profondeur}}$ , où ET représente l'élément trace considéré.

Au niveau des sols de plateaux, pour les horizons de profondeur, les sols jaunes se différencient des sols rouges par des niveaux médians de teneurs en Cu et Co supérieurs, respectivement : 110 et 22 mg.kg<sup>-1</sup> dans les sols jaunes contre 58 et 9 dans les sols rouges. Le type de sol pourrait a priori être un facteur de différenciation du fond pédogéochimique des sols de plateaux, mais, à ce stade, les raisons de cette différenciation n'ont pas été identifiées.



**Figure 1.** Occupation (haut) et carte des sols de l'INEAC autour de Lubumbashi.

Sur base des résultats analytiques, John (2009) a appliqué la technique des box-plots pour définir les limites supérieures des populations naturelles de teneurs en ETM dans les sols de Lubumbashi. Pour les horizons de surface, ces limites sont de 400, 50, 120 et 200  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  pour respectivement Cu, Co, Pb et Zn totaux.

En ce qui concerne les références naturelles relatives aux teneurs disponibles, les études de Gillot (2008) et Maekelbergh (2012) permettent de proposer les limites suivantes : 15; 2,5; 0,5; 13 et 2  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  pour Cu, Co, Cd, Pb et Zn disponibles. Ces

chiffres apparaissent toutefois très faibles eu égard aux teneurs mesurées à Lubumbashi et ailleurs au Katanga. Ils proviennent essentiellement de mesures effectuées sur des sols sous forêt éloignés de plus de 10 km de Lubumbashi.

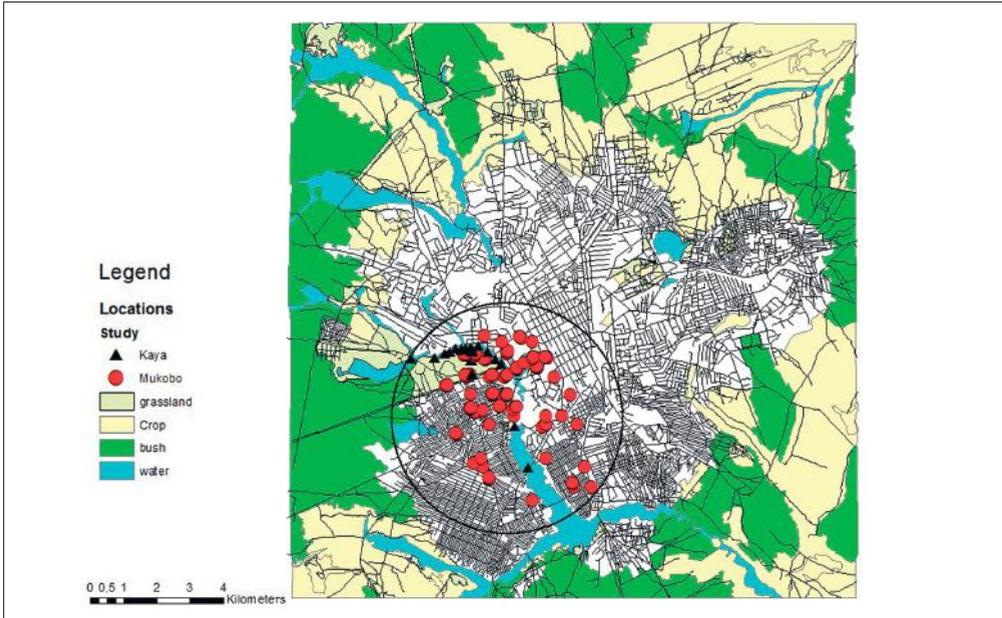
**Tableau 2.** Propriétés des sols de référence pour le fond pédogéochimique. N : nombre d'échantillons; CV : coefficient de variation; Q1-Q3 : 1<sup>er</sup> et 3<sup>ème</sup> quartile; Med. : médiane; Max. : maximum; Min. : minimum; COT (%): carbone organique total; A% : pourcentage d'argile; CEC : capacité d'échange cationique (cmolc.kg<sup>-1</sup>); \_T : concentration totale (mg.kg<sup>-1</sup>).

Variable	N	Moyenne	CV	Min.	Q1	Med.	Q3	Max.
Horizons de surface								
pH <sub>Eau</sub>	18	5,6	0,03	4,9	5,0	5,5	5,9	6,8
pH <sub>KCl</sub>	18	4,4	0,03	3,8	3,9	4,1	4,8	5,8
COT	18	2,3	0,09	1,0	1,9	2,3	2,7	5,0
A%	15	45,0	0,09	14,9	35,5	48,4	55,4	71,2
CEC	15	16,8	0,09	5,7	14,8	16,4	22,0	26,6
Fe_T	18	3,6	0,12	0,9	1,8	3,8	4,7	7,4
Al_T	18	5,8	0,09	1,9	4,5	5,9	7,0	10,7
Cu_T	18	187,1	0,14	20,0	103,8	191,3	217,5	455,5
Co_T	18	20,2	0,11	7,1	13,1	20,1	24,0	38,0
Pb_T	18	39,9	0,15	7,0	19,7	32,3	58,5	82,3
Zn_T	18	69,1	0,13	25,7	45,7	58,1	89,1	179,9
Horizons de profondeur								
pH <sub>Eau</sub>	36	5,3	0,01	4,6	4,9	5,3	5,5	6,2
pH <sub>KCl</sub>	36	4,1	0,01	3,6	3,9	4,0	4,1	5,3
COT	34	1,0	0,15	0,4	0,5	0,8	0,9	4,0
A%	20	51,4	0,05	31,4	41,9	48,8	61,0	74,6
CEC	20	17,1	0,06	9,6	12,6	17,3	21,2	26,0
Fe_T	36	4,2	0,09	0,8	2,7	4,0	5,4	10,2
Al_T	36	7,4	0,06	2,7	6,0	7,1	9,0	13,6
Cu_T	36	77,5	0,11	15,0	50,7	68,4	82,3	227,3
Co_T	36	17,9	0,09	5,7	10,5	16,6	22,3	42,9
Pb_T	31	34,4	0,09	2,0	25,5	31,8	39,7	74,8
Zn_T	35	33,4	0,06	16,0	26,1	29,9	38,6	77,9

### 3.2. Premiers travaux de cartographie autour de la Gécamines

Les premiers travaux datent de la période 2005-2010 et s'inscrivaient dans le cadre du projet REMEDLU. Divers mémoires de fin d'études de l'UNILU et de Gembloux Agro Bio-Tech ont appuyé la thèse de doctorat de Mpundu Mubemba (2010), dont un objectif spécifique était la cartographie des contaminations.

En particulier, les mémoires de Mukobo (2007), Kaya Muyumba (2008) et Lubalega (2009) ciblaient respectivement la cartographie des contaminations, l'évaluation des redistributions par érosion vers les sédiments et les contaminations des termitières (Figure 2) autour de l'ancienne cheminée de la Gécamines. En effet, l'état de dégradation du quartier Gécamines situé sous le vent de la cheminée est particulièrement marqué.

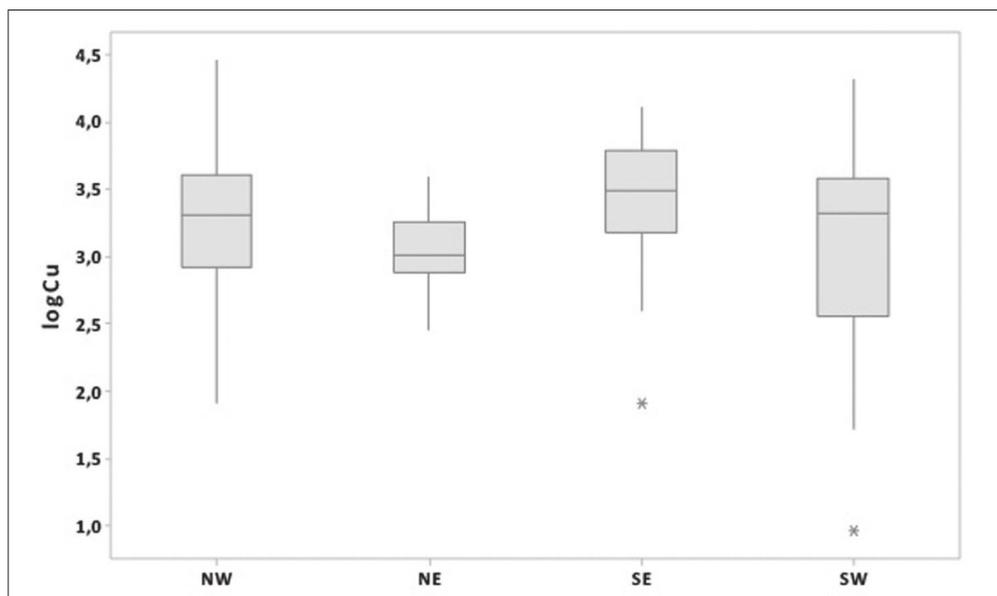


**Figure 2.** Localisation des points de prélèvements de Mukobo (2007) et Kaya Muyumba (2008) à Lubumbashi.

L'étude de Mukobo (2007) portait sur les 15 premiers centimètres de sol et un échantillonnage aléatoire stratifié, centré sur la cheminée de la Gécamines, a été mis en œuvre pour évaluer la variabilité du pH et de Cd, Cu, Co, Pb et Zn disponibles à différentes échelles spatiales (métrique, décimétrique, hectométrique et kilométrique) et pour évaluer si le quadrant sous le vent est davantage contaminé que les autres.

Les résultats d'analyses chimiques ne confirmaient toutefois pas l'existence de contaminations plus sévères dans le quadrant sous les vents dominants (Figure 3), principalement en raison de redistributions paysagères par érosion sur les plateaux et par accumulation des contaminants dans les dépressions et les vallées.

Les recherches complémentaires sur cette zone de Kaya Muyumba (2008) et Lubalega (2009) ont en effet confirmé l'existence, respectivement, de contaminations de surface par voie atmosphérique en provenance de la cheminée de la Gécamines et d'accumulation progressive dans les sédiments de la vallée. Dans le premier cas, l'analyse de terre prélevée en surface des nombreuses termitières du quartier Gécamines montre que les faces exposées à la cheminée présentaient des niveaux de teneurs en ETM significativement plus élevées que les faces protégées du vent (Lubalega, 2009; Lubalega et al., 2015). Dans la seconde étude, les teneurs en ETM dans les sédiments sont largement plus élevées que les teneurs moyennes sur le plateau, et croissent vers l'aval à mesure que la rivière Lubumbashi draine le plateau du quartier Gécamines. En outre, les marques d'érosion/dépôt de natures hydrique et éolienne sont très visibles sur le terrain. L'analyse de fosses pédologiques peu profondes a confirmé l'extrême variabilité des teneurs en ETM entre horizons de surface, en raison de la présence/



**Figure 3.** Box-plots du Cu disponible (en log<sub>10</sub>) dans la zone d'étude centrée sur la cheminée de la Gécamines. Le quadrant sous le vent est noté NW.

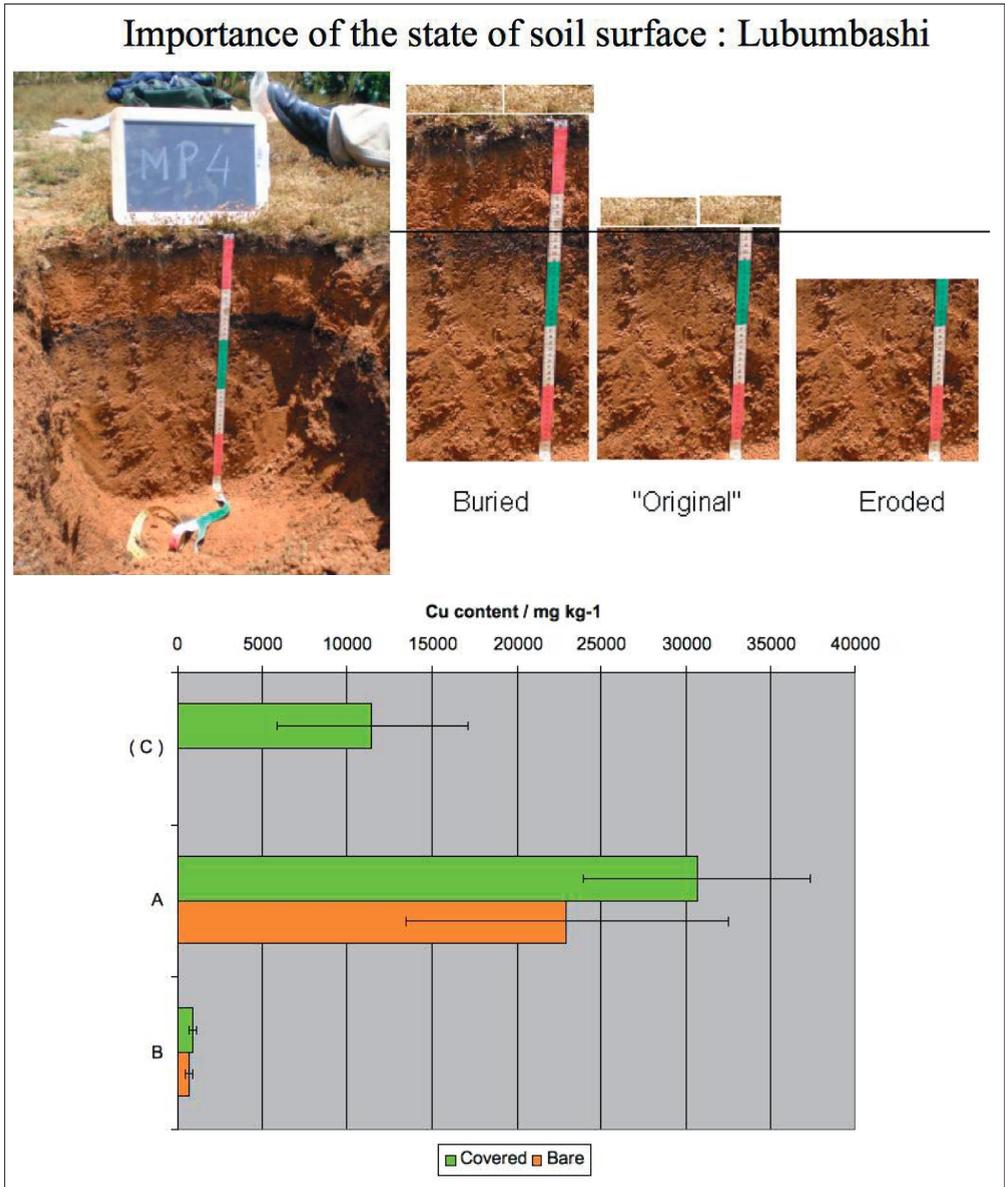
absence des dépôts de poussières en provenance de la cheminée de la Gécamines (Figure 4). En saison des pluies, l'érosion hydrique entraîne les horizons de surface vers la vallée et met à nu les horizons B largement moins contaminés. En saison sèche, le vent redistribue les particules vers les zones végétalisées où elles s'accumulent. Il en résulte une variabilité spatiale très forte à l'échelle métrique qui explique que les teneurs moyennes en ETM ne soient pas plus élevées dans le quartier Gécamines.

### 3.3. Un ensemble d'observations qui se densifie

Suite aux premières études relatives aux contaminations autour de la Gécamines, il est apparu important de changer d'échelle et d'évaluer celles-ci sur un territoire plus large, la ville et sa proche périphérie. Les résultats de différentes études ont été rassemblés dans une même base de données afin d'évaluer les structures spatiales de variation des éléments en traces dans les sols et d'établir des cartes qui pourront évoluer en fonction de la disponibilité des données (Figures 5 et 6).

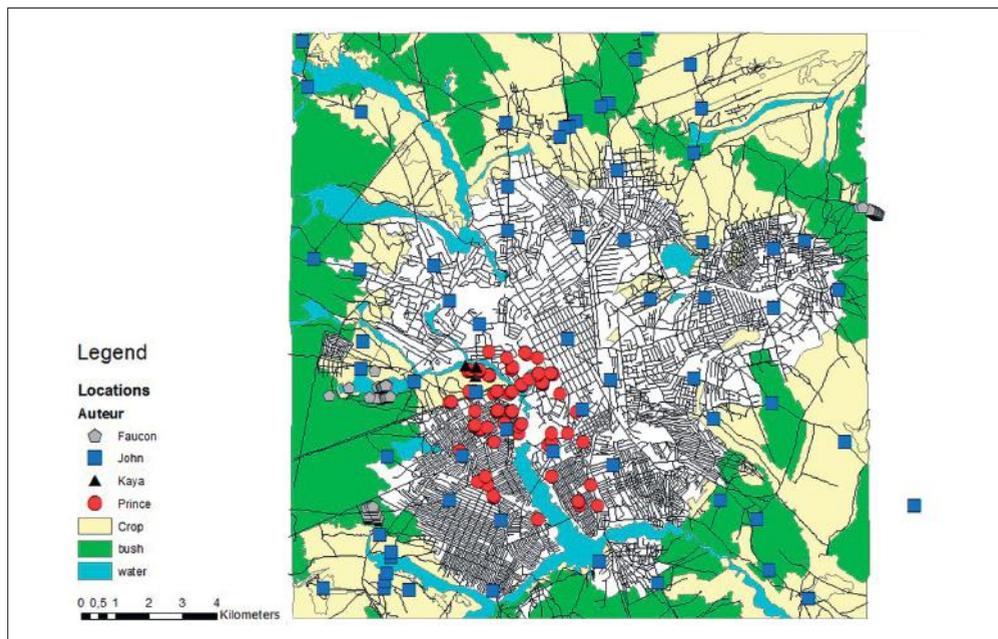
Les résultats indiquent clairement que le quartier Gécamines a fait l'objet de contaminations sérieuses en Cu (Figure 6) et autres ETM. On retrouve en effet l'axe des vents dominants le long du site de la Gécamines. Des contaminations se sont également produites dans la direction opposée, mais sur des distances beaucoup moins importantes. On notera également l'influence de la mine de l'Étoile à l'est de la zone.

L'analyse multivariée des teneurs en Cd, Cu, Co, Pb et Zn montre que l'ensemble des ETM répond aux mêmes facteurs de distribution spatiale et que les sources de

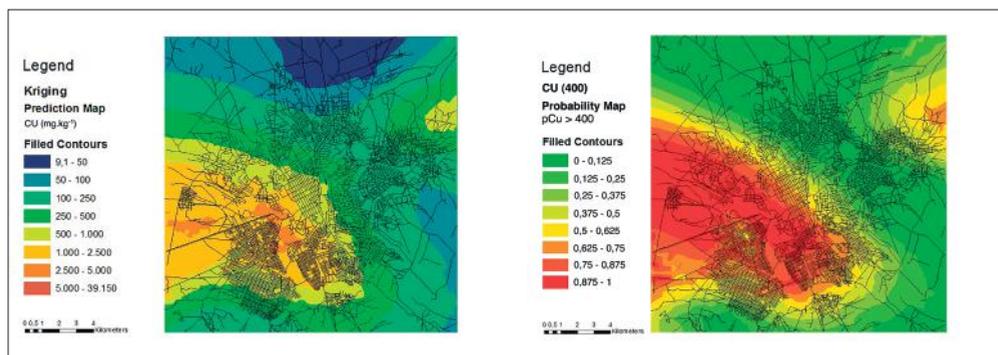


**Figure 4.** Modèles de sols remaniés par érosion / dépôt rencontrés dans le quartier Gécamines de Lubumbashi et teneurs en Cu dans les différents horizons : **(C)** dépôt éolien de surface, **A** horizon organo-minéral, **B** horizon B argique (Mpundu Mubemba et al., 2009).

contamination des sols par le Cu sont dès lors les mêmes que pour les autres ETM. Ces résultats indiquent que les symptômes des contaminations d'origine industrielle à Lubumbashi sont différents de ceux qui peuvent être observés dans les écosystèmes métallifères naturels (Kaya Muyumba et al., 2015).



**Figure 5.** Localisation des données disponibles sur l'état chimique des sols à Lubumbashi et sa périphérie (Mukobo, 2007 ; Kaya Muyumba, 2008 ; Faucon, 2009 ; John, 2009).



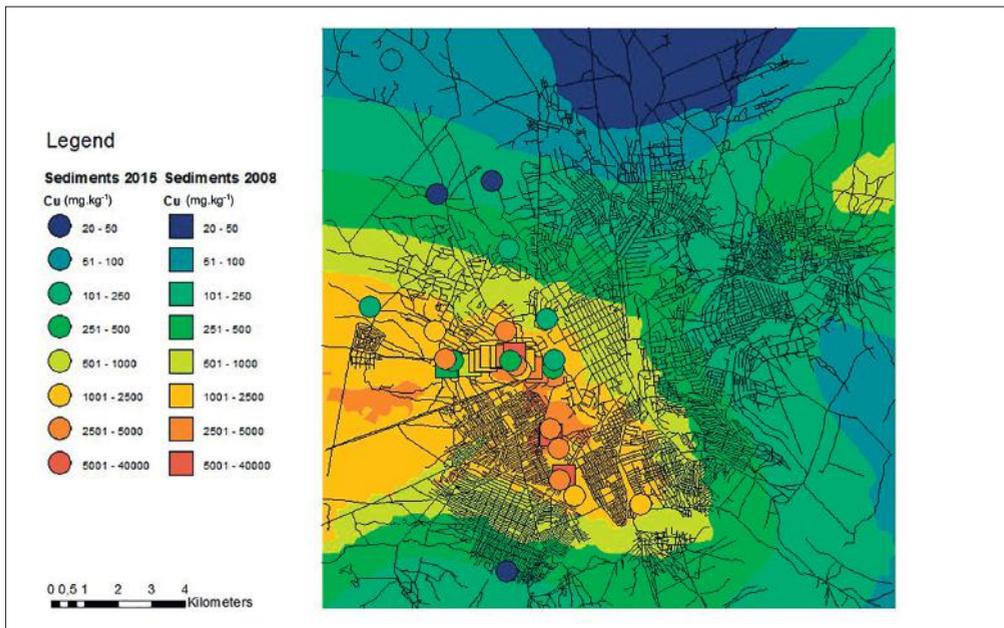
**Figure 6.** Cartes des teneurs en Cu disponible (gauche) et de probabilité de dépassement de la teneur de fond pédogéochimique ( $400 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) (droite) à Lubumbashi.

### 3.4. Contaminations des sols de vallées et sédiments

Un dernier point de discussion concerne la contamination des vallées et des sédiments par rapport à celle observée dans les sols de plateaux et versants. Le fonctionnement pédologique dans ces deux types d'environnement est en effet fondamentalement différent en raison du caractère réducteur des sols hydromorphes et oxydant des sols du domaine aéré. La mobilité de certains éléments comme Fe et Mn est particulièrement sensible aux conditions d'oxydo-réduction. Or, ces éléments influencent également la

sorption des éléments traces. Les études de Kaya Muyumba (2008) et Vandenneede (2015) ont ciblé spécifiquement les sédiments et les sols sur alluvions dans les plaines de Lubumbashi.

Les résultats relatifs aux teneurs en ETM disponibles sont illustrés à la figure 7 pour le cuivre. À quelques exceptions près, les teneurs en Cu dans les sédiments suivent la logique de contamination identifiée pour les sols de plateaux. Toutefois, pour certains lieux de prélèvement de sédiments, des analyses de sol sur la berge du cours d'eau et sur la plaine alluviale voisine confirment la forte hétérogénéité à courte distance entre ces points, particulièrement dans les zones contaminées (Vandenneede, 2015). Tant les sédiments que les alluvions anciennes doivent être perçus comme des échantillons qui intègrent les caractéristiques du bassin versant drainé en amont, à l'instar des approches de caractérisation du fond géochimique. Toutefois, les sédiments constituent la part active actuelle des redistributions tandis que les plaines alluviales ont potentiellement reçu des contaminations atmosphériques ultérieurement au dépôt des alluvions. Il apparaît clairement que c'est la rivière Karavia qui, en découpant le plateau du quartier Gécamines, se charge de sédiments contaminés qui à leur tour contaminent la rivière Lubumbashi en aval de l'ancienne usine. Il est possible que les remblais toujours présents sur ce site contaminent également directement la rivière Lubumbashi. Il n'est à ce stade pas possible de quantifier l'importance du transport de sédiments actifs par la rivière par rapport aux rejets directs pour cette zone.



**Figure 7.** Carte des teneurs en Cu disponible (en mg.kg<sup>-1</sup>) dans les sédiments à Lubumbashi d'après les études de Kaya Muyumba (2008) et Vandenneede (2015). Le fond correspond aux valeurs interpolées pour les sols de plateaux avec la même échelle de couleur.

En ce qui concerne la mobilité du Cu et du Co dans les sédiments, les sols de vallées et les sols de plateaux, les recherches menées jusqu'ici n'ont pas permis de conclure à des différences de fonctionnement entre ces systèmes.

## 4. Conclusions

Les travaux menés ont montré la difficulté de réaliser une cartographie par interpolation dans ce type d'environnement fortement anthropisé en raison d'une variabilité spatiale très importante à courte distance, due notamment aux redistributions paysagères par érosion.

Les résultats confirment toutefois le fort degré de contamination de la ville de Lubumbashi suite aux activités de traitement des minerais. Le cuivre n'est en outre pas le seul ETM dans les contaminations, car les autres éléments étudiés suivent le même patron de contamination. La mise en place d'un SIG environnemental pourrait être un préalable à la planification de solutions de remédiation, en établissant des priorités en fonction de l'état chimique des sols.

En particulier, les sols de vallées constituent un enjeu important, car ils sont de plus en plus sollicités pour le développement du maraîchage. Or, les études montrent que ces milieux sont au moins aussi contaminés que les sols environnants, ce qui suscite des questions quant au caractère sanitaire de cette activité économiquement cruciale pour certains groupes de population.

## Bibliographie

- Andres L., 2008. *Étude de l'impact des contaminations métalliques sur les propriétés des sols autour de Lubumbashi*. Mémoire : Faculté Universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux, Gembloux (Belgique).
- Baize D., 1997. *Un point sur : Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols*. Paris : INRA.
- Baize D., 1999. Éléments traces dans les sols. Fonds géochimiques, fonds pédogéochimiques naturels et teneurs agricoles habituelles : définitions et utilités. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, **57**, 63-72.
- Banza C.L.N. et al., 2009. High human exposure to cobalt and other metals in Katanga, a mining area of the Democratic Republic of Congo. *Environ. Res.*, **109**(6), 745-752.
- Cao S., Lu A., Wang J. & Huo L., 2017. Modeling and mapping of cadmium in soils based on qualitative and quantitative auxiliary variables in a cadmium contaminated area. *Sci. Total Environ.*, **580**, 430-439.
- Colinet G., 2003. *Éléments traces métalliques dans les sols. Contribution à la connaissance des déterminants de leur distribution spatiale en région limoneuse belge*. Thèse de doctorat : Faculté Universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux, Gembloux (Belgique).
- Faucon M.-P., 2009. *Écologie et biologie de la conservation des métallophytes. Le cas de Crepidorhopalon perennis et C. tenuis (Scrophulariaceae) des sols cupro-cobaltifères du Katanga*. Thèse de doctorat : Université Libre de Bruxelles, Bruxelles.
- Gillot L., 2008. *Contribution à l'estimation de l'impact des contaminations métalliques sur les propriétés des sols et étude des transferts des éléments traces métalliques dans les systèmes sol-plante (Lubumbashi,*

- Katanga, RDC*). Mémoire : Faculté Universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux, Gembloux (Belgique).
- Gustin M.S., Lindberg S.E. & Weisberg P.J., 2008. An update on the natural sources and sinks of atmospheric mercury. *Appl. Geochem.*, **23**(3), 482-493.
- John A., 2009. *Contribution à l'évaluation du risque de contamination de la chaîne alimentaire par les éléments traces métalliques, dans le cadre des activités d'élevage et de production agricole à Lubumbashi*. Mémoire : Faculté Universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux, Gembloux (Belgique).
- Kaya Muyumba D., 2008. *Contribution à l'étude des facteurs de distribution spatiale des teneurs en éléments traces métalliques dans les sols et les sédiments dans le quartier Gécamines S*. Mémoire DEA : UNILU, Lubumbashi (RDC).
- Kaya Muyumba D. et al., 2015. Caractérisation des systèmes sols-plantes dans les collines de l'arc cuprifère du Katanga (synthèse bibliographique). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **19**(2), 204-214.
- Lee H., Choi Y., Suh J. & Lee S.O., 2016. Mapping copper and lead concentrations at abandoned mine areas using element analysis data from ICP-AES and Portable XRF instruments: a comparative study. *Int. J. Env. Res. Public Health*, **13**, 384.
- Leteinturier B., 2002. *Évaluation des potentialités phytocénologiques des gisements cupriques d'Afrique centro-aurale en vue de la phytoremédiation des sols pollués par les activités minières*. Thèse de doctorat : Faculté Universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux, Gembloux (Belgique).
- Liénard A., Brosteaux Y. & Colinet G., 2014. Soil contamination near a former Zn-Pb ore-treatment plant: Evaluation of deterministic factors and spatial structures at the landscape scale. *J. Geochemical Exploration*, **147**, 107-116.
- Liu H. et al., 2017. Source identification and spatial distribution of heavy metals in tobacco-growing soils in Shandong province of China with multivariate and geostatistical analysis. *Environ Sci Pollut Res.*, (On Line). DOI 10.1007/s11356-016-8229-1
- Lubalega K.T., 2009. *Contaminations métalliques et termitières autour de lubumbashi*. Mémoire DEA : Lubumbashi (RDC).
- Lubalega K.T., Ngongo M., Lejoly J. & Colinet G., 2015. Contaminations en éléments traces métalliques des termitières autour de Lubumbashi. *Congo Sciences*, **3**(1), 49-55.
- Maelkelbergh D., 2012. *Contribution à l'étude des propriétés des sols dans la région de Lubumbashi (Katanga, R.D. Congo) en relation avec la végétation du miombo*. Mémoire : Faculté Universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux, Gembloux (Belgique).
- Manda B.K. et al., 2010. Évaluation de la contamination de la chaîne trophique par les éléments traces (Cu, Co, Zn, Pb, Cd, U, V et As) dans le bassin de la Lufira supérieure (Katanga/D.R. Congo). *Tropicultura*, **28**, 246-252.
- Marrugo-Negrete J., Pinedo-Hernández J. & Díez S., 2017. Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin, Colombia. *Environ. Res.*, **154**, 380-388.
- Mbenza M., Aloni K. & Muteb M., 1989. Quelques considérations sur la pollution de l'air à Lubumbashi (Shaba, Zaire). *Géo-Eco-Trop.*, **13**(1-4), 113-125.
- Mpundu Mubemba M., 2010. *Contaminations des sols en éléments traces métalliques à Lubumbashi (Katanga/R.D. Congo). Évaluation des risques de contamination de la chaîne alimentaire et choix de solutions de remédiation*. Thèse de doctorat : Faculté des Sciences Agronomiques, Université de Lubumbashi, Lubumbashi (RDC).
- Mpundu Mubemba M. et al., 2009. *Mapping of soil-sediment systems contaminations around a metal-ore smelter. The example of Cu in Lubumbashi (R.D. Congo)*. Poster presented at EGU.

- Mukobo R.P., 2007. *Évaluation et cartographie des contaminations des sols autour du site de la Gécamines*. Mémoire DEA : UNILU, Lubumbashi (RDC).
- Shen F. et al., 2017. Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in soil near a Pb/Zn smelter in Feng County, China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **139**, 254-262.
- Sys A. & Schmitz A., 1959. *Notice explicative de la carte des sols et de la végétation*. Bruxelles : I.N.E.A.C.
- Vandenhede N., 2015. *Approche exploratoire de la distribution spatiale des contaminations en cuivre et en cobalt de sols hydromorphes du Katanga et de leur mobilité à court et long terme*. Mémoire : Faculté Universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux, Gembloux (Belgique).
- Wu J. et al., 2014. Evaluation of soil contamination indices in a mining area of Jiangxi, China. *PLoS ONE*, **9**(11), e112917. Doi:10.1371/journal.pone.0112917



# **Partie 3**

---

Approche paysagère



# 12

---

## Quantification of anthropogenic effects in the landscape of Lubumbashi

Marie ANDRÉ, Isabelle VRANKEN, Sylvain BOISSON, Grégory MAHY, Johannes RÜDISSER, Marjolein VISSER, Philippe LEJEUNE, Jan BOGAERT\*

In order to understand the dynamics of the urbanization and suburbanization processes and hence to quantify the anthropogenic effects of the rapid growth of tropical cities, it is crucial to find and apply valuable methods. In this contribution, the transferability of the Rüdissler et al. (2012) “Distance to Nature” hemeroby assessment method to the landscapes surrounding the city of Lubumbashi in the Democratic Republic of the Congo, is evaluated. This methodology has the advantage of taking into account the structural connectivity of the landscape through the consideration of the distance to natural habitats. Since it has never been applied to an African city before, some adjustments (fitting of the local land use and cover types into the hemeroby levels designed for Austria; no final hemeroby level simplification) are proposed. Moreover, an analysis of the decennial (2002-2013) hemeroby dynamics is presented. The results suggest that the “Distance to Nature” methodology is transferable but requires accurate field knowledge to define the necessary reference habitats and to situate these habitats in the classified Landsat images. A dramatic decrease was noted of the “natural” and “near-natural” levels in the study area during the time period considered. In addition, 32% of the land underwent an increase in anthropogenic effects, mostly around the cities and characterized by a ribbon development pattern.

### **Quantification de l’anthropisation dans le paysage de Lubumbashi**

Dans un contexte de croissance rapide, souvent non planifiée, des villes tropicales, il est crucial d’appliquer les méthodes les plus adéquates permettant de comprendre la dynamique de (péri)urbanisation et, ainsi, de quantifier l’anthropisation de ces villes. Dans cette étude, la transférabilité de la méthodologie d’estimation de l’hémérobie «Distance to Nature» de Rüdissler et al. (2012) est évaluée via son application au paysage entourant la ville de Lubumbashi. Cette méthode a l’avantage de prendre la connectivité structurelle en compte via le calcul de la distance aux habitats naturels. La méthodologie n’ayant encore jamais été appliquée au contexte d’une ville africaine, certains ajustements (mise en correspondance des utilisations locales du sol avec les niveaux d’hémérobie mis au point en Autriche) et amendements (suppression de la simplification finale de la classification en niveaux d’hémérobie)

---

Bogaert J., Colinet G. & Mahy G., 2018. *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège – Agronomie-Gembloux.

sont proposés. De plus, une analyse de la dynamique décennale (2002-2013) d'hémérobie est présentée. Les résultats suggèrent que la méthodologie «Distance to Nature» est transférable, mais que la définition des habitats de référence ainsi que leur identification sur les images Landsat classifiées requièrent une excellente connaissance du terrain. Durant cette période et sur l'étendue d'étude, les niveaux «naturel» et «proche de naturel» ont considérablement diminué. De plus, 32% du territoire ont vu leur anthropisation augmenter, principalement autour des villes et suivant un développement en ruban.

## 1. Introduction

Human activities affect many ecosystems on Earth by converting or changing the original ecosystem functions in order to provide essential services (Vitousek et al., 1997). “Anthropization” refers to the impact of human activities on landscape composition, configuration and dynamics; however, this phenomenon remains difficult to quantify. As conservation biology and restoration ecology focus mainly on ecosystem composition, landscape ecology singularizes itself by considering the spatial and temporal patterns in order to understand their impact on ecological processes (Turner, 1989; Young, 2000).

The region of Lubumbashi is an interesting case study for landscape anthropization. Situated in the Katangese Copperbelt and well known for its copper and cobalt veins (Chapelier, 1957), this formerly rural area was profoundly altered by mining activities (Narendrula et al., 2012). Non-ferrous metal exploitation and processing have led to a strong industrialization of the landscapes and therefore to the creation of new towns, quarries and plants during the Belgian colonial era since the beginning of the 20<sup>th</sup> century (UMHK, 1956; Banza et al., 2009). Historically, the city was composed of a densely built-up zone with its concomitant infrastructures, today aged, surrounded by industrial zones in the suburbs (Bruneau et al., 1990). The consequences of the economical attractiveness of the mining industry have led to a massive rural exodus and a rapid population growth (1,200,000 inhabitants in 2006, near 2,020,000 estimated in 2015); consequently divergent anthropogenic effects, mostly reported as unplanned deforestation, urbanization and suburbanization patterns, have been observed (Chapelier, 1957; Nkuku Khonde & Rémon, 2006; Groupe Huit, 2009; Vranken et al., 2013). Industrial infrastructure is now fully included into the urban tissue, and recent industries were installed just outside the urban belt (Vranken et al., 2013; Vranken et al., 2014). The inhabitants of the city depend on food imports due to the heavy metal soil contamination and to the absence of a real farming tradition (Nkuku Khonde & Rémon, 2006; Vranken et al., 2014).

In order to understand the dynamics of the urbanization and suburbanization processes and to quantify the anthropogenic effects of the rapid growth of tropical cities, particularly for developing countries, it is crucial to select valid methods. Among the existing ones, the Rüdissler et al. (2012) “Distance to Nature” method, a recently developed composite indicator and methodological framework (i.e.,  $D_2N$  methodology), has the advantage of taking structural connectivity of the landscape into

account by considering the proximity to natural habitats; it appears as very suitable for a landscape ecological analysis in our study area. Alike most approaches, it has been developed for a temperate context. In this chapter, it will be applied for the first time on an African city. The objectives of the study therefore combine an assessment of local anthropogenic effects on landscape pattern in Lubumbashi and its hinterland and an evaluation of the transferability of the  $D_2N$  method to a non temperate context.

First, the study zone and its main natural and anthropogenic components are described. Secondly, details regarding satellite image acquisition, treatment and classification are given. Consequently, the adjustments to the  $D_2N$  method, its application and the significance of its outputs are explained. The results and discussion section highlights the anthropogenic and natural patterns for 2002 and 2013, as well as their decennial dynamics and comments the transferability of the method. Anthropization (mostly (sub)urbanization and deforestation) is expected to increase in this period. Some recommendations for future application of the methodology in a similar context are then described in the perspectives and conclusion section.

## 2. Material and methods

### 2.1. Study zone

Lubumbashi is the principal city of the Katanga area, situated in the Southern part of the Democratic Republic of the Congo. The study zone consists of a plateau that has been eroded by the Lubumbashi River and its tributaries into a wide valley (Chapelier, 1957). The altitudes of the inner city, situated on the plateau, vary between 1,200 and 1,250 m (Sys & Schmitz, 1959). The local climate is characterized by a wet season (from November to April) and a dry season for the rest of the year and corresponds to the Cw type according to the Köppen system (Kottek et al., 2006). Currently, the vegetation cover is only continuous during the wet season (Adam, 2010).

The presence of patches of dry evergreen forest or *muhulu* in the area (Malaisse, 2010), suggests that this is the real vegetation climax type and that the *miombo* or woodland, the dominant vegetation type since the first observations during the colonial period, should be considered a “disclimax” resulting from former slash and burn agriculture (Sys & Schmitz, 1959; Schmitz, 1962; White, 1983; Noti et al., 1996). Diverse forms of savannah, from wooded savannah to grassland, as well as bare ground, are now progressively replacing this woodland (Malaisse, 2010). Bare ground results mostly from mining activities and eolian deposits of heavy metal particles (Mbenza et al., 1989; Narendrula et al., 2012). Near the smelters, debris are piled into tall and wide slag heaps. Although forests, more or less degraded, still cover about 50% of the area, derived savannahs and cultivated areas, generally resulting from forest clearance by the almost annual fires (Malaisse, 2010), represent now the second largest land cover in the area (about 30%). These diverse savannah types therefore result from anthropogenic degradation and do not show the same biophysical characteristics (including floristic composition) as a natural savannah (Parr et al., 2014). In tropical Africa, most fires are of anthropogenic origin (van der Werf et al., 2008). In our study

area, where fire practices seem to have had a significant influence on the land cover; this observation is confirmed by Malaisse (2010) and an existing correlation between the fire start frequency and the proximity to the city and to roads ( $R^2 = 0.78$ , personal data) as well as to surrounding villages ( $R^2 = 0.77$ , personal data) has been found. Moreover, the absence of a correlation between the fire start frequency and the proximity to industrial sites ( $R^2 = 0.09$ , personal data) suggests that those fires are mostly used by the inhabitants of the villages for agricultural and charcoal production, which is a regular practice in the area (Stromgaard, 1985; Vranken et al., 2011). Besides important effects of leaching on soil structure and organic matter content, fire impacts on the edaphon through effects on soil fungi and on animal populations (Malaisse et al., 1975). A natural metallophyte herbaceous flora (“copperflora”) is also present on (natural) highly metalliferous soils (mainly copper and cobalt), generally observed on hills inside the forest (“copper hills”) (Malaisse et al., 1994; Leteinturier et al., 1999). Some species were also able to colonize the soils contaminated by metalliferous atmospheric deposits (Faucon et al., 2011). Specific features locally referred to as *dembos*, i.e. natural grasslands periodically flooded in valleys close to water streams, are frequently found in the study area (Sys & Schmitz, 1959; White, 1983). Permanent wetlands, some of which are cultivated, are situated close to the riverbanks and depressions on impermeable grounds (Sys & Schmitz, 1959). Nearly all the lakes are of anthropogenic origin, i.e. reservoirs built during the colonial period.

## 2.2. Choice of the analytical framework

In this contribution, we will use the term “anthropization”, to represent human-driven landscape changes and the  $D_2N$  methodology (Rüdisser et al., 2012) was applied, for several reasons. First, it is designed to be used at the landscape level. Secondly, it combines stretched values (gradients), under continuous variation (see Gustafson, 1998) as well as patch and categorical data (Wiens et al., 1993; Gustafson, 1998), while the analysis results are generated in both continuous and discontinuous formats, combining the advantages of the two output types. Moreover, the method considers processes (different types, intensities and frequencies of human pressures on ecosystems) and integrates the presence of secondary habitats. Structural connectivity between natural habitats, which is a crucial landscape pattern feature for ecological processes, is also included through the “Distance to Natural habitat” ( $D_n$ ) component of the index. It can be evaluated even when only few other data than land cover are available. Finally, it has been conceived to facilitate the interpretation, comparison and communication of the analysis results. We implemented some adaptations to the methodology while respecting the specificities of our study zone and data availability.

## 2.3. Adaptation of the $D_2N$ methodology to local land use and cover types

### 2.3.1. Data acquisition

We used Landsat ETM+ and OLI multispectral images, from 2002.07.07 and 2013.07.13, with a spatial resolution of 30 m (USGS, 2014). The scenes were pan-sharpened using ENVI 5.0 software and the corresponding panchromatic images in

order to obtain a resolution of 15 m. The study site consists of the intersection of the area covered by the Landsat images from 2002 and 2013 (~23,400 km<sup>2</sup>).

In order to obtain a minimal surface of burned areas (which were very abundant in our study zone), we applied a filter of the spectral signature of the burned areas on a set of calibrated Landsat images shot at different dates of the same year (05.04, 07.07, 08.08 and 10.11 for 2002, 06.27, 07.13 and 08.30 for 2013). We consequently recomposed a multidate image for each year based upon the filtered original images before performing a multiresolution segmentation using all spectral bands of both images. Afterwards, we performed a supervised object-oriented classification based on spectral values and a shuttle radar topography mission (SRTM) image with a 90 m resolution (Trimble Documentation, 2013). The training sets for this classification were defined by, i) direct field surveys regularly conducted between January 2012 and April 2014, ii) the MODIS MCD14ML “Active fire” product with a detection confidence of 100% and, iii) the freeware licenced version of Google Earth© imagery (from 2002 and 2012) for remote areas (Giglio, 2013). Both segmentation and classification were performed using the eCognition© software. After a first land cover classification (13 classes), we refined the results to display more pertinent information on the land cover and for specific patches. Because it was not possible to distinguish which wetlands were cultivated according to their spectral signature, a proximity rule was applied: wetland segments touching anthropogenic lands (burned areas, continuous and discontinuous built-up areas, cropland, pastures, young fallow and slag heap) were assumed to be potentially cultivated at least sporadically and were considered as anthropized. These lands were called “anthropized wetland” while the uncultivated ones were denoted as “wetland”. As for the reservoirs, firstly classified as “water”, another kind of proximity rule was used in order to identify them: water segments sharing 70% or more of their edges with other water segments were assigned as “reservoir”, while the others were labeled “stream”. This classification refinement is particularly relevant for the quantification of anthropogenic impacts. The aforementioned method allowed to distinguish 14 land use and cover classes: “natural grassland”, “wetland”, “stream”, “woodland”, “wooded savannah and old fallow”, “savannah and bushland”, “savannah-crop mosaic”, “reservoir”, “cropland, pasture, grassland and young fallow”, “anthropized wetland”, “recurrent burned area”, “slag heap”, “discontinuous built-up and bare soil” and “continuous built-up”. The classified Landsat images were exported in raster format with 25 m resolution, as in Rüdissler et al. (2012), for further treatment in ArcGIS©.

### 2.3.2. Data analysis

In order to obtain the  $D_2N$  index values, we proceeded in three steps.

First we created the hemeroby scales and maps, referred to as “Degree of Naturalness” ( $N_d$ ) by Rüdissler et al. (2012). The term hemeroby was used here since it corresponds to a scale positively correlated with anthropization (Jalas, 1955; Kowarik, 1990), as opposite to naturalness, and the purpose of the analysis methods of Rüdissler et al. (2012) was to develop an anthropization-oriented index.

The land use and cover types provided by the seminal paper of Rüdiger et al. (2012) are only suitable for Austrian and similar landscapes, but the presented qualitative hemeroby scale provides information on the type, intensity and impact of human activities for each level considered. Based on this description and on our knowledge of the local ecosystems and activities (e.g., agricultural practices), we were able to fit the existing land use and cover types of Lubumbashi into the  $D_2N$ -related hemeroby scale.

We assigned one of the seven hemeroby levels to each land use or cover present in our study area; we sorted each of the 14 classes from our classification into the seven hemeroby levels. The decision tree used in the field to discriminate the land use and cover classes, based on Trochain (1957), Letouzey (1982) and Bellefontaine et al. (1997), is shown in Appendix 1. When some ecosystems could not be distinguished individually and had to be grouped into a common heterogeneous land cover class, the latter was allocated to the level of hemeroby corresponding to the dominant ecosystem of the group (Table 1). Shallow soil woodland, dry evergreen forest, copper hill, wetland and natural grassland were assigned to the first level, “natural”, but the classification enabled to identify only the latter two types. The amount of anthropized grassland was too small to discriminate this type from natural grassland. Deep soil woodlands and streams were assigned to level 2, “near-natural”. Indeed, water streams are in most cases of natural origin but characterized by eutrophication. Regenerating forest, wooded savannah and old fallow were put in the third level, “semi-natural”, because those types were generally not found in the area before human intervention (Parr et al., 2014). The classification did not identify the first type. Young fallow, savannah, bushland, pasture and grassland were assigned to level 4, “altered”, corresponding to the definition given by Rüdiger et al. (2012). In the class interpretation, young fallow, pasture and grassland had to be assigned to the level 5, “cultural”, being grouped with croplands. Anthropized wetlands and reservoirs were also put in this category. As the savannahs in the area mostly correspond to early stages of ecological succession to fires, those recurrent burned areas that could not be eliminated were also assigned to level 5. We put the “savannah/crop mosaic” between hemeroby levels 4 and 5 because croplands were to be assigned to level 5 while savannah was assigned to level 4. Level 6, i.e. “artificial with natural elements”, corresponded to discontinuously built areas and bare ground. Finally, level 7, “artificial”, with soil sealing over 30%, was assigned to continuous built areas and slag heap. After performing those operations, we divided each pixel value by seven to normalize the class values according to a scale from 0 to 1, following the  $D_2N$  methodology and we were able to generate the  $N_d$  map.

Secondly, we composed the map with the distances to natural habitat ( $D_n$ ); this distance corresponds to the Euclidean distance (in meters) from each pixel to the nearest natural or near-natural habitat (levels 1 and 2). Following the  $D_2N$  methodology, distances superior to 1,000 m were set to 1,000 m. In order to increase the effect of the proximity of anthropogenic features, we took the square root of the resulting distances. We normalized the results by dividing all pixel values by the maximum distance observed in order to get dimensionless values ranging from 0 to 1.

**Table 1.** Rüdisser's et al. (2012) hemeroby scale ("Degree of Naturalness") and its adaptation to the region of Lubumbashi. The four first columns are extracted from Rüdisser et al. (2012). The fifth column shows the correspondence of the encountered ecosystem types to the seven hemeroby levels, while the two last columns show the hemeroby level of each land use and land cover class in the classified Landsat images.

Hemeroby level	Description	Examples of land use types found in Austria		Potential ecosystems (land use/land cover) in the area of Lubumbashi	Matching hemeroby class	Classified ecosystems (land use/land cover) in the area of Lubumbashi
		Type of anthropogenic influence	Ecosystem patterns and processes			
1. Natural	No or only minimal anthropogenic influence (e.g. global pollution)	Bare rock, sparsely vegetated areas, glaciers and perpetual snow, inland marshes, peatbogs, natural forests	Shallow soil woodland, dry evergreen forest, wetland, natural grassland, copper hill	1	Wetland, natural grassland	
2. Near natural	Anthropogenic influences	Structure and type of ecosystem is basically the same as naturally expected at the site but some characteristics (e.g. plant species composition) are altered	Natural grasslands (above timberline), moors and heathland, water bodies, sustainably managed forests	2	Woodland, stream	
3. Semi natural	Anthropogenic activities	The naturally occurring ecosystem is no longer present but has been transformed into a new ecosystem type because of anthropic activity	Alpine meadows substituting forest pastures, fallow land	3	Wooded savannah and old fallow	
4. Altered	Regularly disturbing anthropogenic activities (e.g. drainage, regular passing over, intense fertilisation)	Changed ecosystem type, edaphon regularly disturbed	Vineyard, intensively used grasslands, plantation of energy forests	4	Savannah and bushland	
5. Cultural	Intense and regular impacts	Destruction of the natural occurring edaphon. Natural occurring floristic elements are reduced to a minimum (< 25% coverage)	Arable land, green urban areas, sport and leisure facilities	4,5	Savannah/crop mosaic	
			Anthropized wetland, crop, reservoir, anthropized grassland	5	Anthropized wetland, crop, pasture, grassland and young fallow, recurrent burned area, reservoir	
6. Artificial with natural elements	Intensive and irreversible changes of terrain and landscape structure; soil sealing up to 30%	Natural elements only in the form of secondary biotopes	Rural settlements, mineral extraction sites, dump sites, airports	6	Discontinuous built, bare ground	
7. Artificial	Soil sealing over 30%	Artificial systems or structures	Continuous urban fabric, industrial or commercial unit, road and rail networks	7	Continuous built, Slag heap	

Thirdly, we multiplied the  $N_d$  values by the  $D_n$  values and normalized the results for a range from 0 to 1 (division by the maximum value) in order to maximize the variation range of the results and to rescale it similarly to the other normalized indexes. In this way, the  $D_2N$  maps were obtained. The Rüdiger et al. (2012) methodology also reclassifies the results into four final levels, but in our case, the choice was made to keep the continuous variation to enable a detection of the finest nuances of the variation in anthropogenic effects.

## 2.4. Analysis of anthropization dynamics

In addition to the  $D_2N$  methodology, we highlighted the dynamics of the anthropogenic disturbance in the Lubumbashi region between 2002 and 2013 by subtracting the 2002 from the 2013  $D_2N$  values, hence creating a post-classification change detection map. We composed a transition matrix to show how the natural and near natural classes changed during the 2002-2013 period.

# 3. Results and discussion

## 3.1. Adaptation of the $D_2N$ methodology to local land use and cover types

### 3.1.1. Data acquisition

As for the image classification precision, the obtained Kappa coefficients were rather low (0.349 for 2002 and 0.316 for 2013, see confusion matrices in Appendix 2) (Congalton, 1991). These rather low values may be due to different factors. First, seasonal variation is relatively pronounced in the study area, especially with regard to fire dynamics, which may have led to misclassifications (Congedo & Munafò, 2012). Secondly, bare grounds have a similar spectral signature as built-up areas (Congedo & Munafò, 2012). Thirdly, the fast urban dynamics in the area may have led to differences between the field survey observations and the satellite data given the time elapsed between both data collection periods. Fourthly, spatial pattern in Africa is rather loose (*sensu* low density of pattern elements) when compared to Northern hemisphere landscapes: land cover patches are less clearly delimited (Vranken et al., 2013), probably due to differences in land planning practices. This could lead to confusion between adjacent land covers. Fifthly, due to the medium spatial resolution of the images, pixels can contain different ecosystems (a phenomenon known as the “mixel” problem) but since they have to be attributed to a single class, the final class will not be representative of the entire pixel area (Pham & Yamaguchi, 2011). Finally, ecosystems, as often responding to regressive or progressive processes, are seldom “pure” but often correspond to transition states from one ecosystem to another. Analysis and classification algorithms could set the threshold between borderline land covers differently, leading to virtual misclassifications.

It should however be noted that the accuracy of the classifications is also inversely proportional to the thematic resolution considered (number of land cover classes): if a lower number of classes had been preferred (e.g., 7), the Kappa coefficient would have

risen (to 0.49 in our example for the year 2013). Note that Congedo & Munafò (2012) obtained a Kappa value of 0.57 for a similar area using Landsat images, but their classification contained only 5 classes, against 14 in the current study. We preferred in the current study to prioritise a finer thematic resolution in order to obtain a more relevant classification to enable the elaboration of the hemeroby scale. The aforementioned considerations do however not question the validity of the  $D_2N$  methodology, which was applied as a post-treatment on the classified images.

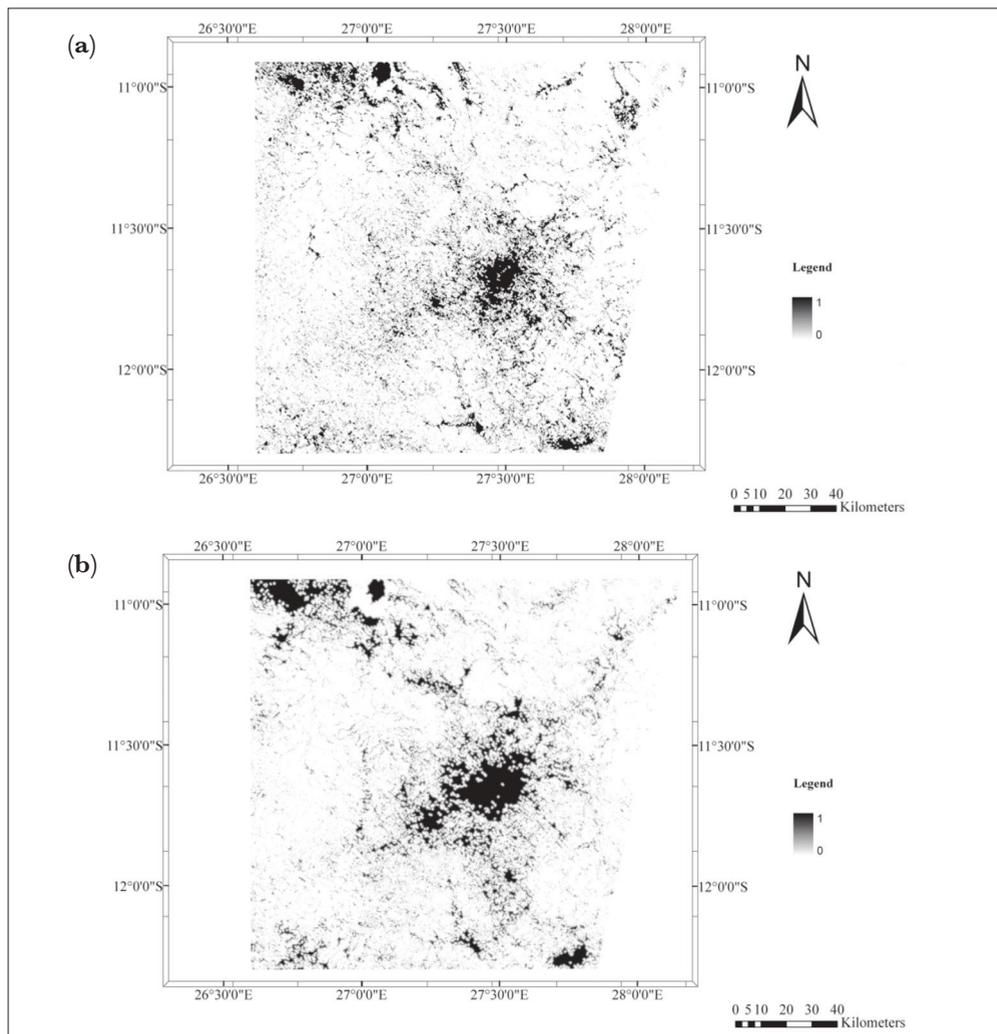
The consequences of eventual misclassifications will depend on: i) the confusion between classes of distinct hemeroby levels, ii) the definition of the reference states (natural and near-natural levels) and other hemeroby levels and, iii) the correct classification (user precision) of these reference states. Errors in the two latter points have multiplicative effects on the results, given that the  $D_2N$  methodology is based on the hemeroby levels and on the distance to natural and near-natural sites, and given that the dynamics map depends on the two  $D_2N$  maps. In the case of the current study, the most problematic misclassification was the identification of wooded savannah (level 3) as woodland (level 2) (see Appendix 2), which tends to “naturalize” the landscape.

### 3.1.2. Data analysis

The application of the  $D_2N$  methodology to Lubumbashi in 2002 and 2013 (Figure 1) evidences the anthropization degree in the area. The dark spots represent the highest levels of human impact and correspond to the urbanized zones (4% of total area in 2002, 11% in 2013). The study area includes several urban zones, the largest of which is Lubumbashi (situated in the center-right part of the map), followed by: i) Likasi, situated along the Tshangalele Reservoir, Northwest of Lubumbashi, ii) Kipushi, the closest dark zone Southwest to the city of Lubumbashi and, iii) Kasumbalesa, located at the extreme Southeast of the study area. The natural or near-natural landscape classes form the landscape matrix (about 60% of the total extent, against 75% in 2002); its connectivity seems interrupted by urban and cultivated areas.

To generate the  $N_d$  map, Rüdissler et al. (2012) used a huge amount of data (forest hemeroby, CORINE classification, road networks, etc.), some of which were available as stretched values, but were integrated as a discontinuous and qualitative hemeroby scale, and displayed as a categorical map. In our first approach, we followed the same guidelines, except that less data were available for our study zone.

Patches of the same land use or cover type can be characterized by divergent anthropogenic dynamics. For example, a particular savannah area may result from a regressive series associated with fire disturbance, while another land with a similar vegetation may result from a progressive series, i.e. ecological succession, associated to an ending of previous disturbances. In the present study, such distinction between progressive and regressive series could not be made. This is partly due to the relatively coarse spatial resolution of the data and to the lack of precision with regard to the classification process (map categories (can) include different land covers, sometimes corresponding to different hemeroby levels).



**Figure 1.** Application of the Rüdisser et al. (2012) “Distance to Nature” methodology to the region of Lubumbashi in 2002 (a) and 2013 (b). An index value of 0 reflects the shortest distance to nature; a value of 1 indicates a maximum distance to nature.

The choice of the ecosystems corresponding to the reference states and their identification on the classified image is of particular importance. In the case of the Katanga province, woodland vegetation is said to correspond to a “pyroclimax” on deep soils (dry evergreen forest being the natural vegetation in this case) but to a natural vegetation on shallow soils (Schmitz, 1962; Lawton, 1978; White, 1983), which was the choice made (see Table 1). However, this is to some extent controversial among scientists (Mahy, personal communication). In table 1, level 1 is considered as virtual naturalness, considering the pre-colonial human interventions on landscape structure as anthropogenic, distinct from nature (Peterken, 1996; Lecomte & Millet, 2005; Vranken et al., in preparation).

The choice not to apply the final four-level  $D_2N$  scale used in Rüdissler et al. (2012) was justified in two ways. First, continuous variations of the  $D_2N$  values appear more precise: simplifying them in only 4 levels, as opposed to 7 levels in the original scale, represents information loss. Secondly, African spatial structure is rather continuous (Vranken et al., 2013) and is consequently accepted to be better represented by continuous transitions between anthropization levels. Attention should therefore be given to the fact that the presented results, showing a dominance of natural or near-natural classes, are caused by the very large extent of the study zone ( $\sim 23,400 \text{ km}^2$ ); this observation could give the erroneous impression that the urbanization trends characterizing the region of Lubumbashi do not lead to a higher frequency of anthropogenic effects of the area.

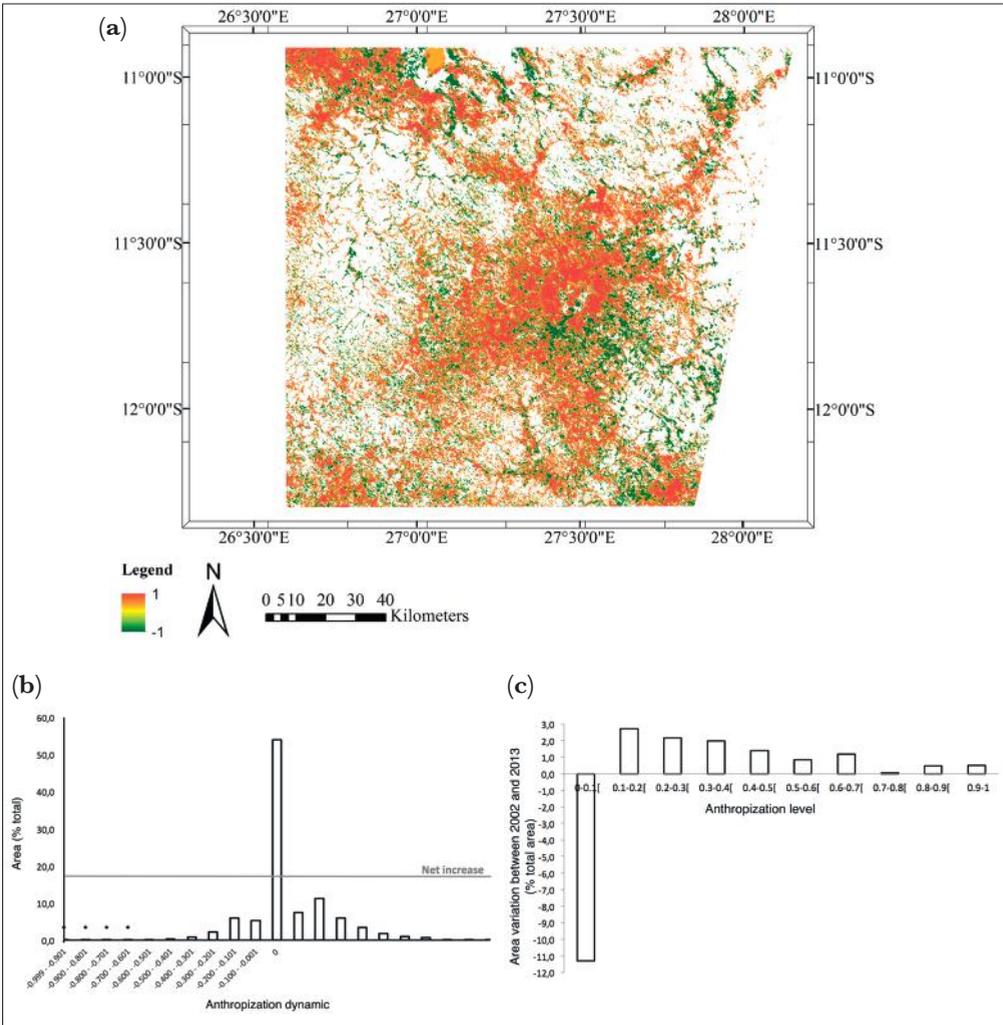
From a theoretical point of view, some observations could be formulated concerning the applied methodology of Rüdissler et al. (2012). The construction of composite indexes is still subject to debate (Dialga et al., 2014). However, the  $D_2N$  index has important advantages: feasibility and practicability with limited data availability, results easy to understand and interpret, consideration of anthropogenic influences and structural connectivity. On the other hand, the method should be applied with caution due to the following aspects: first, the inclusion of the notion of connectivity in the calculation of the anthropization index has the tendency to naturalize the representation of the landscape; indeed, given that only distances to natural or near-natural habitat were considered, the inclusion of the latter notion in the analysis decreases the  $D_2N$  values of the urban and cultivated areas, making them “to benefit” from the proximity of those areas; a patch will be attributed a low  $D_2N$  value if it is situated close to a natural or near-natural habitat, while the inverse is not true, and secondly,  $N_d$  and  $D_n$  are based upon the same data and are therefore not independent. However, the choice of multiplying rather than adding the parameters appears to be a justifiable choice. Indeed, if the range of values of  $D_2N$  remains the same in both cases, for ecosystems not belonging to the natural nor near-natural levels, whatever their distance to the nearest natural or near-natural habitat, they will never be attributed a lower value than 0.1665. Addition would tend to “anthropize” the representation of the landscape.

### 3.2. Anthropization dynamics between 2002 and 2013

The overall darker colour of the 2013 image (Figure 1), as well as preliminary observations on figure 2a, suggest that during the considered time period, the studied area underwent an increase of anthropogenic effects mainly concentrated around the cities and spreading as a ribbon development (Ewing, 1994; Dumont & Bossé, 2006). The suburban zones of Lubumbashi and Kipushi appear to have almost merged, while they were still spatially separated in 2002. Furthermore, although natural and near-natural areas still dominate the area, they are now strongly disintegrated or fragmented.

The relative changes in anthropization level, quantified in figure 2b, show that about 46% of the lands have known an anthropization level change in 11 years. Moderate increases dominate these dynamics (24.5% of total extent increased by 0.3 or less in  $D_2N$  value). The zones encountering anthropization increase cover about

32% of the total area, while the area characterized by an anthropization decrease only represents 15%, which confirms the overall increase of human-induced land use and land cover changes.



**Figure 2.** Dynamics of anthropization levels ( $D_2N$ ) between 2002 and 2013 in the Lubumbashi region. For (a) and (b), the values from -1 to 1 represent the number of anthropization levels respectively lost or gained during the considered time period; 0 represents no anthropization level change. In (a), the localisation of the dynamics is shown, while (b) presents the percentage of the total area concerned by each change type (\* represents values superior to 0 but below 0.1%) and concerned by the net increase in anthropization (horizontal bar). The net increase is defined as the area that encountered an increase in anthropization minus the area that encountered a decrease. The bar diagram (c) shows the percentage of the total area increase of each anthropization level between 2002 and 2013, ranging from 0 (lowest anthropized level) to 1 (highest anthropized level).

The area change for each anthropization level between 2002 and 2013 (Figure 2c) suggests that the dominant dynamics are: i) a dramatic decrease (about 11% of total extent) in the natural and near-natural levels and, ii) a substantial increase in intermediate levels of anthropization, probably following the aforementioned anthropization dynamics. The transition matrix shows that the natural and near-natural areas lost between 2002 and 2013 correspond mostly to “woodland” converted into “anthropized wetland” and to “woodland” and “natural grassland” converted into “recurrent burned area”, “cropland, pasture, grassland and young fallow” and/or “wooded savannah and old fallow”.

It should also be noted (Figure 2a) that the highest gains in naturalness are mostly dispersed near the outskirts of the cities. This phenomenon may be linked to young fallow developing into forest, image misclassifications or set-aside practices (Groupe Huit, 2009). The observed ribbon development pattern is similar to urbanization patterns observed in U.S. and European cities (Ewing, 1994; Brück, 2002; Grosjean, 2010).

## 4. Perspectives and conclusions

This first attempt to apply an hemeroby-based quantitative analysis of anthropogenic effects to a region in tropical Africa appears promising. It should also be applied on other Southern hemisphere cities in order to compare and assess the relevance of the current results. It should also be confronted to other methodologies applied on the same area but the lack of information currently available at this scale remains a limiting factor for such type of comparative analysis. Even this case study could benefit from supplementary information regarding to local field data, vegetation dynamics and land use practices.

The functional aspect of connectivity should also be taken into account when evaluating the configurational aspects of landscape anthropization (Tischendorf & Fahrig, 2000). For example, a large compact patch tends to shelter more interior and rare species, while having a less positive impact on structural connectivity than various corridors (Turner, 1989). The methodology could be amended in order to take that functional factor into account and could even developed to be species-oriented.

With regards to the distinction between progressive and regressive series, a better assessment of these phenomena could be feasible using more data, with a better spatial and temporal resolution or when producing smaller objects by means of segmentation. This approach would also enable the generation of similar post-classification change detection maps as in this contribution as well as  $N_q$  transition matrices in order to study specific patch dynamics. Reliable thematic maps such as up-to-date infrastructure could also be added, as in Rüdissler et al. (2012). In this case, specific attention should be given to weighing the respective influences of each type of human activity or disturbance data, in order to avoid redundancy and bias.

Considering the application of the method, the mutual influences of anthropized and natural lands, highlighted by the introduction of a distance gradient, present interesting perspectives for land planning, conservation management and ecological restoration. Indeed, the impact of adding or removing natural patches in the landscape depending on the distance to existing natural habitats and on the surrounding land use types could be simulated using  $D_2N$  maps. This could enable to prioritize areas to protect and/or degraded ecosystems to restore. It should however be noted that this methodology does not distinguish the intrinsic natural habitat richness or conservation interest linked to its specific composition, which is necessary to every conservation management option and should be complementarily examined (Séleck et al., 2013).

## Acknowledgement

The authors wish to thank Maxime Séleck, Soizig Le Stradic and Aurélie Hick for sharing their knowledge of the ecosystems in the Katanga province. Isabelle Vranken is a research fellow at the F.R.S.-FNRS (Fonds National de la Recherche Scientifique), Belgium.

## Bibliography

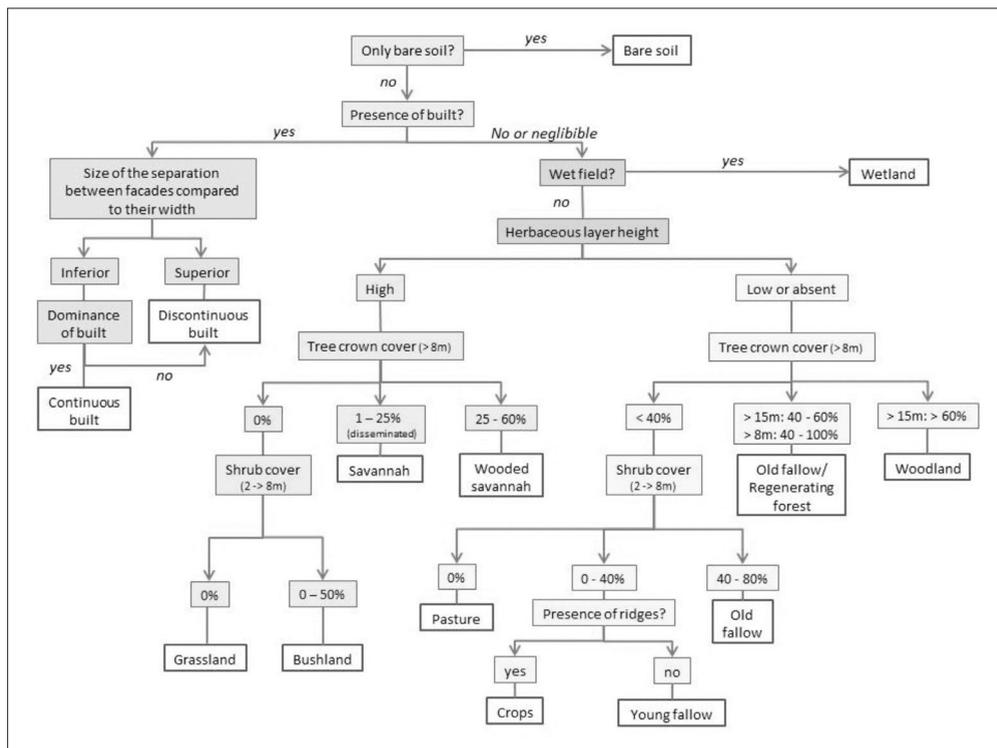
- Adam M., 2010. *Étude de la distribution spatiale des termitières géantes dans la région de Lubumbashi (RDC) sur base d'images de télédétection, et en fonction de différents facteurs écologiques*. Bruxelles : Université Libre de Bruxelles.
- Banza C.L.N. et al., 2009. High human exposure to cobalt and other metals in Katanga, a mining area of the Democratic Republic of Congo. *Environ. Res.*, **109**, 745-752.
- Bellefontaine R., Gaston A. & Petrucci Y., 1997. *Aménagement des forêts naturelles des zones tropicales sèches*. Rome : FAO.
- Brück L., 2002. *La périurbanisation en Belgique : comprendre le processus de l'étalement urbain*. Liège, Belgique : Université de Liège.
- Bruneau J.-C. & Pain M., 1990. *Atlas de Lubumbashi*. Nanterre, France : Centre d'études géographiques sur l'Afrique noire, Université Paris X.
- Chapelier A., 1957. *Élisabethville : essai de géographie urbaine*. Bruxelles : Académie royale des sciences coloniales.
- Congalton R.G., 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sens. Environ.*, **37**, 35-46.
- Congedo L. & Munafò M., 2012. *Development of a methodology for land cover classification in Dar es Salaam using Landsat imagery*. Tech. Rep. Rome: Sapienza University, ACC Dar Project Sapienza University.
- Dialga I. & Le T.H.G., 2014. *Développement d'indices composites et politiques publiques : interactions, portée et limites méthodologiques*. Nantes, France : LEMNA, Université de Nantes.
- Dumont M. & Bossé A., 2006. *L'au-delà des villes contre l'entre-deux des villes*, <http://www.espacestems.net/articles/lrsquoau-dela-des-villes-contre-lrsquoentre-deux-des-villes/>, (31/07/2014).
- Ewing R.H., 1994. Characteristics, causes and effects of sprawl: A literature review. *Environ. Urban Stud.*, **21**(2), 1-15.

- Faucon M.P. et al., 2011. May rare metallophytes benefit from disturbed soils following mining activity? The case of the *Crepidiorhopalon tenuis* in Katanga (D.R. Congo). *Restor. Ecol.*, **19**(3), 333-343.
- Giglio L., 2013. *MODIS collection 5 active fire product: user's guide*. College Park, MD, USA: University of Maryland.
- Grosjean B., 2010. *Urbanisation sans urbanisme : Une histoire de la «ville diffuse»*. Wavre, Belgique : Éditions Mardaga.
- GROUPE HUIT, 2009. *Élaboration du plan urbain de référence de Lubumbashi*. Rapport final. Kinshasa : Ministère infrastructures, travaux publics et reconstruction.
- Gustafson E.J., 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems*, **1**(2), 143-156.
- Jalas J., 1955. Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. *Acta Societatis Pro Fauna et Flora Fennica*, **72**, 1-15.
- Kottek M. et al., 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol. Z.*, **15**(3), 259-263.
- Kowarik I., 1990. Some responses of flora and vegetation to urbanization in Central Europe. In: Sukopp H., Hejny S. & Kowarik I. (Eds). *Urban ecology: Plants and plant communities in urban environment*. The Hague, The Netherlands: SPB Academic Publishing.
- Lawton R.M., 1978. A study of the dynamic ecology of zambian vegetation. *J. Ecol.*, **66**(1), 175-198.
- Lecomte J. & Millet A., 2005. *La Nature, singulière ou plurielle ? Connaître pour protéger*. Les Dossiers de l'environnement de l'INRA n° 29.
- Leteinturier B., Baker A.J.M. & Malaisse F., 1999. Early stages of natural revegetation of metalliferous mine workings in South Central Africa: a preliminary survey. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **3**, 28-41.
- Letouzey R., 1982. *Manuel de botanique forestière : Afrique tropicale*. Nogent-sur-Marne, France : Centre technique forestier tropical.
- Malaisse F., 2010. *How to live and survive in Zambezian open forest (miombo ecoregion)*. Gembloux, Belgique : Les Presses agronomiques de Gembloux.
- Malaisse F., Freson R., Goffinet G. & Malaisse-Mousset A.M., 1975. Litter fall and litter breakdown in miombo. In: Golley F.B. & Medina E. (Eds.). *Tropical ecological systems*. New York, NY, USA: Springer.
- Malaisse F., Brooks R.R. & Baker A.J.M., 1994. Diversity of vegetation communities in relation to soil heavy metal content at the Shinkolobwe copper/cobalt/uranium mineralization, Upper Shaba, Zaïre. *Belg. J. Bot.*, **127**(1), 3-16.
- Mbenza M., Aloni K. & Muteb M., 1989. Quelques considérations sur la pollution de l'air à Lubumbashi (Shaba, Zaïre). *Geo-Eco-Trop*, **13**(1-4), 113-125.
- Narendrula R., Nkongolo K.K. & Beckett P., 2012. Comparative soil metal analyses in Sudbury (Ontario, Canada) and Lubumbashi (Katanga, D.R. Congo). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **88**(2), 187-192.
- Nkuku Khonde C. & Rémon M., 2006. *Stratégies de survie à Lubumbashi (R.D. Congo) : enquête sur 14 000 ménages urbains*. Paris : Éditions L'Harmattan.
- Noù M.I, André H.M. & Dufrêne M., 1996. Soil oribatid mite communities (Acari: Oribatida) from high Shaba (Zaïre) in relation to vegetation. *Appl. Soil Ecol.*, **5**(1), 81-96.
- Parr C.L. et al., 2014. Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. *Trends Ecol. Evol.*, **29**(4), 205-213.
- Peterken G.F., 1996. *Natural woodland: ecology and conservation in northern temperate regions*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

- Pham H.M. & Yamaguchi Y., 2011. Urban growth and change analysis using remote sensing and spatial metrics from 1975 to 2003 for Hanoi, Vietnam. *Int. J. Remote Sens.*, **32**(7), 1901-1915.
- Rüdisser J., Tasser E. & Tappeiner U., 2012. Distance to Nature – A new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. *Ecol. Indic.*, **15**, 208-216.
- Ruelle S. et al., n.d. *Biodiversité végétale du Katanga*. Jardin Botanique Meise, <http://www.br.fgov.be/RESEARCH/COLLECTIONS/HERBARIUMS/SP/katanga.html>, (07/01/2015).
- Schmitz A., 1962. Les muhulu du Haut-Katanga méridional. *Bull. Jard. Bot. Bruxelles*, **32**(3), 221-299.
- Séleck M. et al., 2013. Chemical soil factors influencing plant assemblages along copper-cobalt gradients: implications for conservation and restoration. *Plant Soil*, **373**(1-2), 455-469.
- Stromgaard P., 1985. Biomass, growth, and burning of woodland in a shifting cultivation area of South Central Africa. *Forest Ecol. Manag.*, **12**(1-4), 163-178.
- Sys C. & Schmitz A., 1959. Notice explicative. 9. Région d'Élisabethville. *Carte des sols et de la végétation du Congo Belge et du Ruanda-Urundi*. Bruxelles : INEAC.
- Tischendorf L. & Fahrig L., 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, **90**(1), 7-19.
- Trimble Documentation, 2013. *eCognition developer: reference book*. München, Germany: Trimble Germany GmbH.
- Trochain J.-L., 1957. Accord interafricain sur la définition des types de végétation de l'Afrique Tropicale. *Bull. Inst. Études Centrafr.*, **13-14**, 55-93.
- Turner M.G., 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **20**, 171-197.
- UMHK, 1956. *Union minière du Haut Katanga 1906-1956*. Bruxelles : Éditions L. Cuypers.
- USGS, 2014. *Frequently asked questions about the Landsat missions*. USGS Science for a changing world, <https://landsat.usgs.gov/frequently-asked>, (30/07/2014).
- van der Werf G.R. et al., 2008. Climate controls on the variability of fires in the tropics and subtropics. *Global Biogeochem. Cy.*, **22**(3), GB3028, doi:10.1029/2007GB003122
- Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J. & Mellilo J.M., 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science*, **277**, 494-499.
- Vranken I. et al., 2011. Ecological impact of habitat loss on African landscapes and diversity. In: Daniels J.A. (Ed.). *Advances in environmental research*. Hauppauge, NY, USA: Nova Science Publishers.
- Vranken I. et al., 2013. The spatial footprint of the non-ferrous mining industry of Lubumbashi. *Tropicultura*, **31**(1), 20-27.
- Vranken I. et al., 2014. Termite mound identification through aerial photographic interpretation in Lubumbashi, Democratic Republic of the Congo: methodology evaluation. *Trop. Conserv. Sci.*, **7**(4), 733-746.
- White F., 1983. *The vegetation of Africa: a descriptive memoir to accompany the UNESCO/AETFAT/UNSO vegetation map of Africa*. Paris: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.
- Wiens J.A., Stenseth J.C., Van Horne B. & Ims R.A., 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, **66**(3), 369-380.
- Young T.P., 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biol. Conserv.*, **92**(1), 73-83.

## Appendix 1: Decision tree for the discrimination of land cover

Figure 3 shows the decision tree used by the analyst in the field to identify the land cover of the sample points. The analyst considered homogeneous imaginary circles of 10 m radius. Inside those circles, the land cover was evaluated. The iterative evaluation begins with the consideration of the presence of bare soil: if it covered the entire circle, then the sample point was identified as “bare soil”. Otherwise, if built surfaces were present and if the size of the separation area between the constructions was superior to their width or if there was no dominance of built surfaces, the sample point was assigned to “discontinuous built”. Alternatively, it was attributed to “continuous built”. If the amount of built surfaces was null or negligible, then the analyst evaluated the moisture of the field. In case of wet fields, the sample point was assigned to “wetland”. Otherwise, the height of the herbaceous layer was evaluated (plants with a height inferior to 2 m are considered as “herbaceous”). If it was considered as high, the tree crown cover was evaluated (a “tree” is considered as a wooded plant with a height superior to 8 m). If it was null, then the shrub cover was considered (“shrubs” are considered as plants with a height between 2 and 8 m). If the shrub cover was zero, then the sample point was attributed to “grassland”. Otherwise (shrub cover of 0-50%), it was attributed to “bushland”. If the tree cover ranged between 1 and 25%, the sample point was assigned to “savannah”. If it ranged between 25 and 60%, it was attributed to “wooded savannah”. When the height of the herbaceous layer was low or when this cover was absent, as previously mentioned, the tree crown cover was evaluated. When inferior to 40%, as aforementioned, shrub cover was evaluated. When null, the sample point was assigned to “pasture”. When superior to 0 but inferior to 40%, when the presence of ridges on the ground was recognized, the sample point was attributed to “crop”. Otherwise, it was assigned to “young fallow”. When the shrub cover ranged between 40 and 80%, the point was assigned to “old fallow”. When the tree crown cover was superior to 40%, then the height of the trees was also considered. Indeed, when trees with a height superior to 15 m had a crown cover superior to 60%, the sample was attributed to “woodland”. Otherwise, it was assigned to “old fallow/regenerating forest”. The criteria used in the decision tree were documented in Ruelle et al. (n.d.), Trochain (1957), Letouzey (1982) and Bellefontaine et al. (1997). No sample points could be collected in the field for the following classes: “natural grassland”, “stream”, “savannah/crop mosaic”, “recurrent burned area”, “reservoir” and “slag heap”. These land use and cover classes were identified by means of Google Earth imagery.



**Figure 3.** Decision tree used by the analyst in the field to identify the land cover of the sample points.

## Appendix 2: Confusion matrices for the classification of the Landsat images of Lubumbashi

**Table 2.** Confusion matrix for the classification of the 2002 Landsat image.

2002		Reference data										User's accuracy (%)
Classified data	Reference data	Continuous Built	Crop, pasture, grassland and young fallow	Natural grassland	Discontinuous built, bare soil	Woodland	Savannah, bushland	Savannah/crop mosaic	Water	Wetland	Wooded savannah	
Continuous Built	7	0	12	0	0	0	0	7	0	1	0	25,0
Crop, pasture, grassland and young fallow	2	10	7	0	3	5	1	4	0	0	0	30,3
Natural grassland	0	2	7	0	1	0	0	0	3	1	4	38,9
Discontinuous built, bare soil	5	1	0	10	0	1	0	1	0	1	0	55,6
Woodland	0	0	6	0	15	3	1	0	0	0	8	45,5
Savannah, bushland	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Savannah/crop mosaic	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Water	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	100,0
Wetland	1	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	88,9
Wooded savannah	0	0	1	0	0	8	0	0	0	0	0	0,0
Burned area	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	3	
Producer's accuracy (%)	46,7	66,7	46,7	33,3	100,0	0,0	0,0	0,0	73,3	53,3	0,0	
Overall accuracy: 41,2%												
Kappa statistic: 0.349												

**Table 3.** Confusion matrix for the classification of the 2013 Landsat image.

2013		Reference data								User's accuracy (%)		
Classified data	Reference data	Continuous Built	Crop, pasture, grassland and young fallow	Natural grassland	Discontinuous built, bare soil	Woodland	Savannah, bushland	Savannah/crop mosaic	Water	Wetland	Wooded savannah	
Continuous Built	15	2	0	0	9	0	0	0	2	1	0	51,7
Crop, pasture, grassland and young fallow	0	6	0	0	2	1	4	9	3	3	0	21,4
Natural grassland	0	0	5	0	0	0	0	0	2	2	2	45,5
Discontinuous built, bare soil	0	1	0	15	0	0	0	0	1	2	0	78,9
Woodland	0	2	4	0	0	8	6	0	1	0	5	30,8
Savannah, bushland	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0,0
Savannah/crop mosaic	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	100,0
Water	0	0	0	3	0	0	0	0	5	0	0	62,5
Wetland	0	0	0	0	0	2	0	0	1	5	0	62,5
Wooded savannah	0	2	5	0	0	4	3	4	0	1	3	13,6
Burned area	0	1	1	0	0	0	2	0	0	1	5	
Producer's accuracy (%)	100,0	40,0	33,3	50,0	53,3	0,0	6,7	33,3	33,3	33,3	20,0	
Overall accuracy: 38,2%												
Kappa statistic: 0.316												



# 13

---

## Activités anthropiques et dynamique spatiotemporelle de la forêt claire dans la Plaine de Lubumbashi

Sylvestre CABALA KALEBA, Yannick USENI SIKUZANI, François MUNYEMBA KANKUMBI, Jan BOGAERT\*

Cet article se propose de caractériser la dynamique spatio-temporelle de la forêt claire dans la Plaine de Lubumbashi de 2001 à 2011. La zone d'étude couvre une partie de la Plaine de Lubumbashi, dans le Haut-Katanga (République Démocratique du Congo). Trois images Landsat ETM+ datant du début des mois de mai 2001, 2005 et 2011 ont été utilisées. Pour chaque image, une classification supervisée avec l'algorithme du maximum de vraisemblance a été appliquée, suivie de la validation de la classification sur base de l'indice Kappa. Trois classes pertinentes ont été retenues, à savoir la classe «forêt claire», le complexe «habitats-sol nu» et la classe «autres». Des indices de structure spatiale et des matrices de transition ont été calculés. L'analyse des changements a fait ressortir une perte de surface de forêt claire passant de 53% de la superficie totale de la zone d'étude en 2001 à 45% en 2005 et à 42% en 2011. La dynamique de conversion dominante est donc la déforestation. L'urbanisation et la savanisation ont été observées. Deux processus de transformation ont caractérisé la forêt claire durant cette décennie : la suppression et la dissection.

### **Anthropogenic activities and spatiotemporal pattern of miombo woodland in the Lubumbashi plain**

This article aims to characterize the spatiotemporal pattern of *miombo* woodlands in the Lubumbashi region from 2001 to 2011. The study area covered a part of the Lubumbashi plain, in the Upper Katanga Province (Democratic Republic of the Congo). Three Landsat ETM+ images from May 2001, 2005 and 2011 were used. For each image, a supervised classification with the maximum likelihood algorithm was applied, followed by a validation of the classification based on the Kappa index. Three relevant classes were selected, namely "woodland", complexes of "bare soil-built-up" and "other". Landscape metrics and transition matrices were calculated. Change analysis showed that woodland area decreased from 53% in 2001 to 45% in 2005 and 42% in 2011. Dominant landscape dynamics were deforestation, but urbanization and conversion to savannah were also observed. Two spatial transformation processes characterized the *miombo* woodland during this decade: attrition and dissection.

---

Bogaert J., Colinet G. & Mahy G., 2018. *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège – Agronomie-Gembloux.

## 1. Introduction

Les problèmes liés à la gestion de l'environnement et des ressources naturelles constituent des défis majeurs qui se posent à l'Homme aujourd'hui. La dégradation des écosystèmes forestiers en constitue un des éléments (FAO, 2007). En effet, les forêts tropicales ont fortement diminué sous diverses pressions anthropiques pour répondre aux besoins socioéconomiques des populations (FAO, 2010). La déforestation a ainsi entraîné la disparition ou la raréfaction d'un nombre important d'espèces végétales et est également une menace pour les animaux qui en dépendent (Koné et al., 2007; Ilunga Wa Ilunga, 2014). Ces phénomènes sont inquiétants pour la gestion de la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes (Bogaert et al., 2011a). En République Démocratique du Congo, les activités dominantes de déforestation qui contribuent à la modification de la structure spatiale du paysage sont : l'agriculture itinérante, la coupe du bois de feu, les activités minières ou l'exploitation du bois d'œuvre (Megevand, 2013; Li et al., 2015). L'ampleur des impacts causés par ces moteurs de déforestation varie d'une région à une autre (Potapov et al., 2012). Au Katanga particulièrement, Defourny et al. (2011) placent en première position l'agriculture itinérante et la coupe du bois de feu, puis les activités minières. Devant une problématique aussi complexe, un suivi du changement du paysage forestier s'impose afin d'estimer l'impact des activités anthropiques sur les écosystèmes naturels (Bogaert et al., 2011b). L'importance de l'analyse de la dynamique forestière s'inscrit aussi dans la stratégie d'atténuation des effets du changement climatique global dans l'optique de la séquestration du carbone (Kabulu, 2011; Rautner et al., 2013). La télédétection et l'utilisation des données géospatialisées pour la cartographie de l'occupation du sol jouent un rôle incontournable dans la caractérisation et l'aménagement des écosystèmes (Mama, 2013). Dans la Plaine de Lubumbashi, relativement peu d'études adoptant les approches de la télédétection et des SIG pour l'analyse de la dynamique des écosystèmes ont déjà été réalisées (Kabulu et al., 2008; Kabulu, 2011; Munyemba Kankumbi & Bogaert, 2014).

La forêt claire joue un rôle capital tant pour la population humaine que pour la biodiversité animale et végétale (Malaisse, 1997). D'où l'intérêt d'analyser la dynamique spatiale de cet écosystème. La thématique de la dynamique de la forêt claire a déjà fait l'objet d'études orientées vers l'évaluation de l'impact des activités anthropiques et ses conséquences sur le climat. Il a été observé une progression des forêts claires (Inoussa et al., 2011) dans les parcs du Bénin, mais le plus souvent c'est la fragmentation suivie d'une suppression qui sont observées (Barima et al., 2009; Munyemba Kankumbi & Bogaert, 2014).

Dans cette étude, les pertes de surfaces de forêt claire dans la Plaine de Lubumbashi seraient dues aux diverses activités anthropiques qui y sont exercées. L'objectif principal est de caractériser la dynamique de la forêt claire. Par la cartographie, il s'agira de quantifier la dynamique de la structure spatiale du paysage en mettant l'accent sur la forêt claire à travers des indices de structure spatiale, la matrice de transition et les processus de transformation spatiale.

## 2. Matériel et méthodes

### 2.1. Zone d'étude

La zone d'étude est située dans la Plaine de Lubumbashi (Schmitz, 1971), entre 10°-12°S et 25°-28°E. Sur le plan administratif, elle se trouve dans la partie sud-est de la République Démocratique du Congo, dans la province du Haut-Katanga, territoires de Kipushi et de Kambove. Cette plaine appartient au type climatique Cw6 selon la classification de Köppen (Sys & Schmitz, 1959). Elle connaît une saison sèche dont la durée moyenne est de 185 jours, débutant généralement vers la deuxième quinzaine du mois d'avril et se terminant vers la fin du mois d'octobre. Le régime pluviométrique est caractérisé par une saison des pluies (novembre à mars), une saison sèche (mai à septembre) et deux mois de transition (avril et octobre). La moyenne des précipitations est de 1 231 mm par an (Kalamba et al., 1998).

La formation végétale dominante est la forêt claire. Du point de vue phytogéographique, elle couvre une région de savanes arbustives aux clairières parsemées de termitières appartenant au centre régional d'endémisme zambézien (Sys & Schmitz, 1959; Malaisse, 1973). La végétation ligneuse naturelle appartient généralement aux forêts semi-caducifoliées à distribution zambézienne. Ces forêts constituent les noyaux de forêt dense, au milieu des forêts claires et savanes boisées du sud de l'ancienne province du Katanga, appelées *muhulu*, et comportent une proportion très élevée d'espèces arborescentes décidues leur conférant, avec leur hauteur relativement basse (15 à 25 m), un aspect de forêt dense sèche (Schmitz, 1971; Malaisse, 1973). Selon Malaisse (1997), il existe trois types de forêts claires au Katanga: la forêt claire du type *miombo*, la forêt claire à dominance de *Marquesia* et les hautes termitières de forêt claire.

### 2.2. Données cartographiques

La matérialisation de cette étude a nécessité l'utilisation de logiciels de cartographie numérique (ArcView 3.3, SAGA GIS 1.3), de la carte de la Plaine de Lubumbashi (Schmitz, 1971), de l'imagerie satellitaire et d'un système de positionnement global (GPS Garmin 60, 6 m de précision). Trois images Landsat ETM+, de même échelle (résolution et étendue), datant du 2 Mai 2001, 5 Mai 2005 et du 15 Mai 2011 ont été téléchargées et géoréférencées.

### 2.3. Traitement des données

Les données de télédétection ont été reprojctées à la zone UTM 35S grâce au module «reprojecting» du logiciel SAGA GIS 1.3. Une même zone d'étude a été circonscrite pour les trois images grâce au module «cutting interactive» et «clip with polygone». La récolte des données de terrain avec un GPS a été nécessaire, ainsi que les renseignements supplémentaires dans le choix des zones d'entraînement.

Plusieurs compositions colorées ont été effectuées. La combinaison des bandes 4-3-2 respectivement dans le rouge, le vert et le bleu a été utilisée pour discriminer le couvert végétal, car elle donnait après observation visuelle le meilleur résultat. Toutes les images

ont été soumises à une classification non supervisée sur base de laquelle des sites d'entraînement ont été choisis. Ces derniers ont conduit à une classification supervisée en utilisant l'algorithme de maximum de vraisemblance (Inoussa et al., 2011).

Les travaux de terrain sont indispensables pour appuyer et corriger l'interprétation des images par le logiciel (Karimoune et al., 1993). Cent trente coordonnées géographiques ont été prélevées dans des sites répartis suivant un plan de sondage stratifié aléatoire. Ensuite, une matrice de confusion a permis de valider la qualité de la classification de l'occupation du sol (Godard, 2005). Pour y arriver, le calcul du coefficient Kappa a été effectué, en plus du calcul de la précision globale de la classification. Le coefficient Kappa est un estimateur de qualité qui tient compte des erreurs en lignes et en colonnes et varie de 0 à 1, tandis que la précision globale représente la moyenne des pourcentages des pixels correctement classés à partir de la matrice de confusion. Les valeurs acceptables du coefficient Kappa sont celles qui dépassent 60% (Landis & Koch, 1977). Le cas d'une valeur inférieure à 61% exige une reprise du choix des zones d'entraînement (Mama, 2013).

Pour caractériser la dynamique spatiotemporelle de la classe «forêt claire», les indices considérés ont été le nombre de taches et l'aire totale de la classe. Le nombre de taches renseigne sur la fragmentation d'une classe entre deux temps. En effet, l'augmentation du nombre de taches d'une classe peut être due à la fragmentation de cette classe (Davidson, 1998; Bogaert et al., 2008).

Pour décrire les dynamiques de conversion d'occupation du sol intervenues entre 2001, 2005 et 2011, la méthode de la matrice de transition a été utilisée (Bogaert et al., 2011b). Elle correspond à une matrice carrée décrivant de manière condensée les changements d'état des éléments d'un système pendant une période donnée (Schlaepfer, 2002). Ces valeurs proviennent de la superposition des deux cartes grâce au module «change detection» de SAGA GIS 3.1.

L'analyse de la dynamique de la structure spatiale a été complétée à l'aide de la typologie proposée par Bogaert et al. (2004). La prise de décision se base sur les valeurs du nombre de taches et de l'aire de la classe ( $n$  et  $a$ ). Dans le cas où on a une augmentation du nombre de taches ( $n$ ) et une diminution de l'aire totale ( $a$ ), la conclusion fait intervenir le rapport  $a_1/a_0 = t_{observé}$ . Dans cette étude, un seuil théorique prédéfini de  $t = 0,5$  a été adopté (Barima et al., 2009) pour distinguer le processus de fragmentation de celui de dissection. Ainsi, lorsque  $t_{observé} < 0,5$ , la fragmentation est mise en évidence tandis que lorsque  $t_{observé} > 0,5$ , c'est la dissection qui est révélée. Pour représenter ces évolutions graphiquement, une conversion des indices en valeur relative (rapport de la valeur de l'indice à une période donnée par la valeur maximale du même indice) a été effectuée.

### 3. Résultats

#### 3.1. Classification supervisée

Une zone d'étude évaluée à 8 877 km<sup>2</sup> a été isolée dans la Plaine de Lubumbashi à partir de la carte de Schmitz (1971) sur trois images Landsat.

Après composition colorée et classification non supervisée des images, des zones d'entraînement ont été choisies pour la classification supervisée en utilisant l'algorithme du maximum de vraisemblance. Ces classifications ont été validées par les calculs du coefficient Kappa après une vérification des données de terrain (Tableau 1).

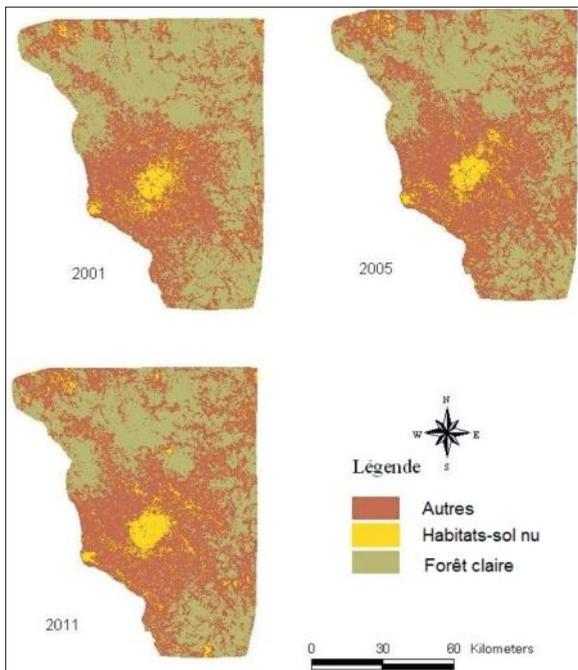
**Tableau 1.** Valeurs de la précision globale et du coefficient Kappa issues de la classification supervisée des images Landsat ETM+ de 2001, 2005 et 2011 à partir de 130 points prélevés sur le terrain. Zone d'étude : Plaine de Lubumbashi.

Images Landsat ETM+	Précision globale (%)	Coefficient Kappa (%)
2001	82	80
2005	82	81
2011	81	80

Les résultats de l'analyse de la qualité de la classification sont généralement similaires pour les années considérées.

Trois classes d'occupation de sol ont été par conséquent retenues (Figure 1) :

- «habitats-sol nu» : ce complexe représente le bâti, les routes, carrières et mines à ciel ouvert ; c'est ce que Forman (1995) appelle les espaces fortement anthropisés ou civilisés ;
- la «forêt claire» : elle constitue la matrice paysagère caractéristique de la Plaine de Lubumbashi ; sous l'effet de la déforestation, elle devient disséquée, fragmentée et donne lieu à une savane boisée, arbustive puis à une savane herbeuse ; lorsque la dégradation continue, le sol nu finit par apparaître (Munyemba Kankumbi, 2010 ; Kabulu, 2011) ;



**Figure 1.** Cartes d'occupation du sol de la zone d'étude (Plaine de Lubumbashi) obtenues après classification supervisée d'images Landsat ETM+ de 2001, 2005 et 2011.

– «autres» : cette classe regroupe les savanes boisées et/ou arbustives, les cultures, les marécages, les surfaces d'eau (rivières, lacs, étangs); elle correspond partiellement à une zone périurbaine ou encore à une zone de transition caractérisée par des éléments naturels (ruraux) et anthropiques (urbains).

La «forêt claire» est bien distinguée des autres classes et est en général éloignée de la classe «habitats-sol nu» par une auréole constituant la classe «autres», laquelle forme une zone périurbaine.

## 3.2. Analyse des changements

### 3.2.1. Dynamiques de conversions

#### *Changements entre 2001 et 2005*

Le tableau 2 donne les pourcentages des échanges qui se sont opérés entre les différentes classes d'occupation du sol de 2001 et 2005 dans la zone d'étude. Il ressort de ce tableau que la proportion de la classe «forêt claire» est passée de 52,6 % en 2001 à 44,8 % en 2005. La proportion du complexe «habitats-sol nu» n'a pas connu de changement important entre ces deux dates, soit 5,2 %; tandis que la classe «autres» est passée de 42,1 % en 2001 à 49,8 % en 2005. La classe «forêt claire» constitue la principale pourvoyeuse en espace aux autres classes. En outre, environ 10,1 % du paysage occupé par la forêt claire en 2001 s'est dégradé en classe «autres» alors que le complexe «habitats-sol nu» n'a bénéficié que de 0,1 % en 2005. Dans cette période, le taux de déforestation annuelle a été estimé à 1,95 %. En outre, il a été observé une augmentation des sites abandonnés constituant la zone périurbaine (2,1 %). Enfin, 2,4 % de la classe «autres» ont évolué vers la forêt claire contre 2,0 % de la classe «autres» qui ont évolué vers le complexe «habitats-sol nu».

**Tableau 2.** Matrice de transition illustrant, en pourcentage de la zone d'étude, la transformation de leur aire entre 2001 (rangées) et 2005 (colonnes) dans la Plaine de Lubumbashi (1 % correspond à 88,77 km<sup>2</sup>).

2001 — 2005	Forêt claire	Habitats-sol nu	Autres	Totaux
Forêt claire	42,4	0,1	10,1	52,6
Habitats-sol nu	0,0	3,1	2,1	5,2
Autres	2,4	2,0	37,6	42,1
Totaux	44,8	5,2	49,8	100

#### *Changements entre 2005 et 2011*

Entre 2005 et 2011, la proportion de la classe forêt claire a diminué, passant de 44,9 % en 2005 à 41,7 % en 2011 (Tableau 3). Quant au complexe «habitats-sol nu», sa proportion a augmenté de 5,2 % en 2005 à 6,3 % en 2011. De même, la classe «autres» a connu une augmentation allant de 49,8 % en 2005 à 52,0 % en 2011. Et, comme entre 2001 et 2005, la forêt claire a gardé sa place de principale pourvoyeuse d'espaces aux autres classes, avec 0,2 % qui ont été occupés par le complexe «habitats-sol nu» et 6,8 % qui se sont dégradés en classe «autres», et bien que cette dernière se

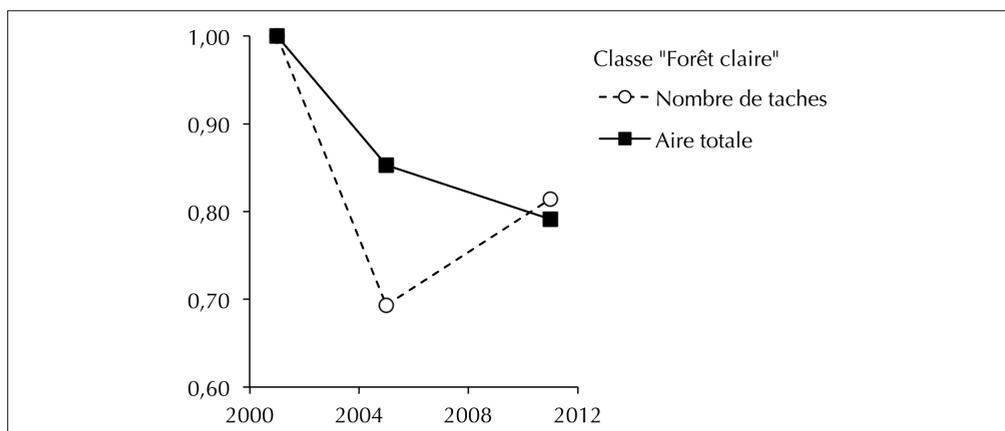
soit convertie en partie en forêt claire (3,7%). Entre 2005 et 2011, le taux de déforestation annuelle dans la Plaine de Lubumbashi a été de 0,5 %; ce qui implique une baisse par rapport à la période de 2001 à 2005.

**Tableau 3.** Matrice de transition illustrant, en pourcentage de la zone d'étude, la transformation de leur aire entre 2005 (rangées) et 2011 (colonnes) dans la Plaine de Lubumbashi (1 % correspond à 88,77 km<sup>2</sup>).

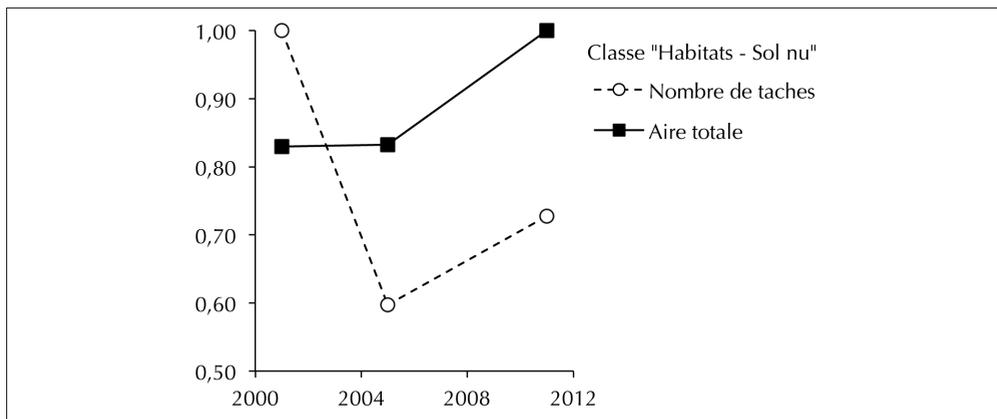
2005 — 2011	Forêt claire	Habitats-sol nu	Autres	Totaux
Forêt claire	37,9	0,2	6,8	44,9
Habitats-sol nu	0,0	3,5	1,7	5,2
Autres	3,7	2,6	43,5	49,8
Totaux	41,7	6,3	52,0	100

### 3.2.2. Analyse de la dynamique structurale

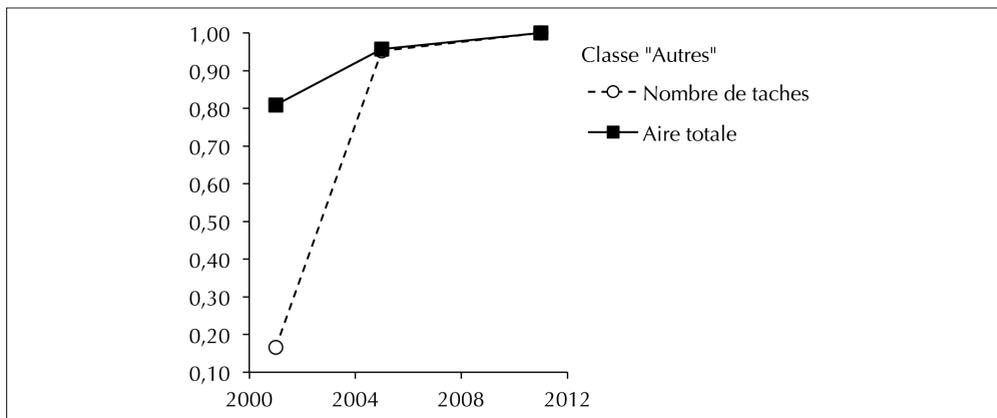
L'évolution du nombre de taches et de l'aire des classes d'occupation du sol pour les trois années (2001, 2005 et 2011) est représentée sur les figures 2, 3 et 4 à partir des valeurs relatives. Il ressort de ces figures que les valeurs maximales de l'aire et du nombre de taches de la forêt claire n'ont été enregistrées qu'en 2001 et ont diminué sur l'ensemble des trois périodes d'étude, à l'exception d'une légère augmentation du nombre de taches entre 2005 et 2011. Par contre, la valeur relative des indices augmente de 2001 à 2011 pour le complexe «habitats-sol nu», en dépit d'une diminution du nombre de taches entre 2001 et 2005. Il est à remarquer que l'aire pour la classe complexe «habitats-sol nu» a présenté une légère différence pouvant nous conduire à une considération alternative de "non changement". Enfin, la classe «autres» est celle qui enregistre une augmentation des valeurs relatives du nombre de taches et de l'aire totale entre 2001 et 2011. Les valeurs de ces indices sont présentées dans le tableau 4.



**Figure 2.** Évolution du nombre de taches et de l'aire de la classe «forêt claire» de 2001 à 2011. Zone d'étude : Plaine de Lubumbashi. Analyse faite sur base d'images Landsat ETM+.



**Figure 3.** Évolution du nombre de taches et de l'aire du complexe «habitats-sol nu» de 2001 à 2011. Zone d'étude : Plaine de Lubumbashi.



**Figure 4.** Évolution du nombre de taches et de l'aire de la classe «autres» de 2001 à 2011. Zone d'étude : Plaine de Lubumbashi

**Tableau 4.** Tableau récapitulatif des indices de structure spatiale : nombre de taches ( $n$ ), surface ( $a$ ) de différentes classes d'occupation de sol en 2001, 2005 et 2011. Zone d'étude : Plaine de Lubumbashi.

	Forêt claire	Habitats-sol nu	Autres
$n_{2001}$	39854	30628	5687
$a_{2001}$ (km <sup>2</sup> )	4675,3	463,4	3738,6
$n_{2005}$	27628	18286	32739
$a_{2005}$ (km <sup>2</sup> )	3987,8	465,0	4424,4
$n_{2011}$	32437	22289	34385
$a_{2011}$ (km <sup>2</sup> )	3698,5	558,6	4620,2

Les tendances des valeurs relatives du nombre de taches et de l'aire des classes sont confirmées par l'analyse des processus de transformation spatiale illustrés dans le tableau 5.

Entre 2001 et 2005, il s'agit de la « création » pour la classe « autres » pendant que la classe « forêt claire » a connu le processus de « suppression ». En effet, la forêt claire a connu une diminution en nombre de taches et en surface (Tableau 4). Quant au complexe « habitats-sol nu », comme l'aire est restée relativement la même malgré la diminution en nombre de taches, le processus de transformation observé est l'agrégation. En revanche, entre 2005 et 2011, le nombre de taches pour l'ensemble des classes a augmenté ainsi que l'aire, à l'exception de la classe « forêt claire » qui a connu une réduction en surface. Le processus de transformation observé (Tableau 5) pour les classes « autres » et « habitats-sol nu » pendant cette période est la « création ». La forêt claire a connu pendant cette période une augmentation en nombre de taches suivie d'une perte en surface. Pour détecter le processus qui a prévalu, le rapport  $a_{2011}/a_{2005}$  (soit  $3\,698,5/3\,987,8 = 0,9$ ) a permis de conclure que le processus de transformation spatiale observé est la dissection (Tableau 5).

**Tableau 5.** Processus de transformation spatiale observé après application de la typologie de l'arbre de décision de Bogaert et al. (2004) pour chacune des classes d'occupation du sol entre 2001-2005 et 2005-2011. Zone d'étude : Plaine de Lubumbashi.

Occupation du sol	2001-2005	2005-2011
Forêt claire	Suppression	Dissection
Habitats-sol nu	Agrégation	Création
Autres	Création	Création

## 4. Discussion

Le début du mois de mai dans la Plaine de Lubumbashi se démarque par une couverture vert pâle de la végétation; le ciel est moins couvert et les objets au sol se distinguent nettement. De ce fait, les images prises dans cette période offrent une bonne visibilité des patrons paysagers (Kalamba et al., 1998; Mas, 2000; Conghe et al., 2001).

L'avantage reconnu des images Landsat, en plus de leur disponibilité (Mas, 2000; Bamba, 2010; Mama, 2013) et malgré leur résolution grossière, est qu'elles sont acquises gratuitement et en même temps préconisées pour des études à grande échelle. Elles permettent d'avoir une vision globale de tout le paysage, et offrent la possibilité de se combiner au modèle numérique de terrain (Barima et al., 2011). Comme Mui-How et al. (2008) et Tomislav et al. (2011), le logiciel SAGA GIS 1.3 a été utilisé dans cette étude pour traiter les images Landsat jusqu'à la production d'une classification supervisée acceptable en utilisant l'algorithme du maximum de vraisemblance (Eastman, 1997; Mama, 2013). Dans cette étude, les valeurs du coefficient Kappa variant entre 80 et 81 % prouvent que les classifications produites sont fiables en se référant à l'échelle de Landis & Koch (1977). Les résultats de l'analyse de fiabilité montrent qu'il n'y a globalement pas eu de forte confusion entre les classes. Cela s'explique par l'interaction entre la qualité des images et le choix des classes

thématiques. Un compromis entre qualité des images, complexité du paysage et les résultats statistiques doit être trouvé. Cependant les données de terrain récoltées et la connaissance de la zone d'étude ont facilité les analyses et les interprétations visuelles des images (Inoussa et al., 2011).

Un grand nombre d'indices sont proposés en écologie du paysage. Le choix des indices plus pertinents est recommandé à cause des redondances des mesures qu'ils suscitent (Bogaert & Mahamane, 2005). En effet, deux indices ont été utilisés pour quantifier et caractériser la dynamique de la forêt claire : le nombre de taches et l'aire des classes.

La forêt claire constitue la matrice paysagère d'occupation de sol dans la Plaine de Lubumbashi. C'est la classe pourvoyeuse d'espace aux autres classes d'occupation du sol. La classe « autres », constituée d'autres types de formations végétales, peut être en mesure de reconstituer la forêt claire (Ilunga Wa Ilunga, 2014). L'agriculture itinérante sur brûlis exercée dans les environs des centres urbains serait responsable de 70 % de la déforestation en Afrique (Tshibangu, 2001 ; FAO, 2007 ; FAO, 2010). Cependant les études de Malaisse (1997) et de Kabulu (2011) tendent à montrer une importance secondaire de l'impact de l'agriculture par rapport à celui de la coupe du bois de feu dans la Plaine de Lubumbashi. L'amélioration des techniques culturales fait que les superficies emblavées sont de plus en plus exploitées plusieurs années (Kasongo, 2009), et ceci réduirait les pertes annuelles de surface de forêt (De Wasseige et al., 2012). Les zones déboisées sont abandonnées, se savanisent (Ilunga Wa Ilunga, 2014) ou sont converties en complexe habitats-sol nu relativement à leur distance par rapport à une agglomération. Rautner et al. (2013) affirment que dans les zones périurbaines, la collecte de bois de chauffage et la production du charbon de bois sont parmi les facteurs déterminants de la dégradation et de la disparition des forêts. Ces facteurs sont amplifiés par une pression démographique de plus en plus croissante. Malgré les efforts consentis pour protéger cette forêt claire, l'insuffisance en fourniture d'énergie électrique y est substituée par du bois de feu et du bois de chauffe (Malaisse, 1997 ; Tshibangu, 2001).

Les résultats de cette étude rejoignent donc ceux de Munyemba Kankumbi (2010) obtenus dans la région de Lubumbashi et de Mama (2013) au Bénin où ils ont observé une régression de la forêt (claire) au profit du complexe « habitats-sol nu » et de la classe « autres » constituant la zone périurbaine.

Le calcul des indices de structure spatiale a permis de mettre en évidence la dynamique de la structure spatiale du paysage. Il a été révélé que le taux annuel de déforestation est passé de 1,9 % entre 2001 et 2005 à 0,5 % entre 2005 et 2011.

La suppression des surfaces de forêt claire démarque bien qu'il n'y a aucune application de mesure de préservation dans la gestion de cet habitat alors que les classes anthropisées connaissent une progression. Dans cette période d'étude, la République Démocratique du Congo a connu une instabilité politique et économique (guerres, rébellions, inflation, réfugiés). Pour subvenir à leurs besoins en espaces et ressources, les déplacés de guerre n'avaient que la forêt claire comme ressource principale. En effet, une étude récente conduite au Burundi a mis en évidence l'impact de l'instabilité sociopolitique sur la dynamique et l'anthropisation des écosystèmes forestiers

(Havyarimana, 2015). Cette période a été caractérisée en outre par une anarchie dans l'octroi des concessions minières aux exploitants miniers et artisanaux.

Par ailleurs, l'analyse des changements entre 2005 et 2011 a fait ressortir un processus de dissection de la forêt claire. Elle a connu une augmentation en nombre de taches et une réduction de surface. Cette période s'est démarquée par l'ouverture et l'aménagement des routes existantes, l'installation de beaucoup d'entreprises d'exploitation minière et/ou artisanale dans les forêts katangaises (Kabulu, 2011 ; Megevand, 2013). L'impact des activités minières sur la déforestation a été également quantifié et démontré en Inde (Kumar & Pandey, 2013). Dans notre étude, les classes naturelles (forêt claire) ont subi la suppression et la dissection contre l'agrégation et la création des classes anthropiques («autres» et complexe «habitats-sol nu»), corroborant ainsi les observations de Bogaert et al. (2011b).

Sous l'influence des actions anthropiques, les transformations du paysage naturel commencent souvent par une perforation ou dissection (Bogaert et al., 2011a). Pour Bogaert et al. (2004) ceci augmente l'accessibilité aux formations naturelles qui va déclencher la dynamique du paysage sans laquelle l'impact des effets anthropiques sur le paysage serait limité (August et al., 2002). Bogaert et al. (2008) précisent que les villes constituent les noyaux de transformation à partir desquels les activités anthropiques se diffusent suivant un système linéaire à proximité des routes. Notre zone d'étude est caractérisée par deux modèles de séquence paysagère : le modèle nucléaire prôné par Forman (1995) qui a pour source les agglomérations, et le modèle corridor favorisé par la proximité des routes. Plus une agglomération est importante, plus grande est son influence sur les ressources naturelles du fait de l'extension de sa zone périurbaine (Vranken et al., 2013) représentée ici par la classe «autres». En outre, l'exploitation minière par les entreprises et/ou les artisans ouvre de nouvelles pistes qui permettent la pénétration dans la forêt (Munyemba Kankumbi, 2010) et les villages s'installent le long des routes et s'y maintiennent (Kabulu, 2011).

## 5. Conclusions

Dans cette étude, la dynamique de l'occupation du sol entre 2001 et 2011 dans la Plaine de Lubumbashi a révélé des modifications profondes du paysage. Il ressort que la forêt claire reste la principale pourvoyeuse d'espace aux autres classes d'occupation du sol. En effet, quatre processus de transformation spatiale ont caractérisé cette décennie pour les trois classes : la création pour les classes «autres» et le complexe «habitats-sol nu», l'agrégation pour uniquement ce complexe, tandis que la suppression et la dissection ont été observées pour la classe «forêt claire». Ces mutations seraient principalement dues aux activités anthropiques : la construction de bâtis, les activités minières, la coupe de bois de feu et de chauffe, l'agriculture itinérante et l'exploitation du bois. Ces perturbations des écosystèmes ont des conséquences sur la conservation de la biodiversité. Les investigations devront être poursuivies avec des images postérieures à 2011 et, dans la mesure du possible, de haute résolution pour parfaire les observations sur les classes minoritaires.

## Remerciements

Les auteurs remercient l'ONG Biodiversité Au Katanga (BAK asbl) et l'ARES-CCD pour leur appui financier. Le professeur Philippe Lejeune (ULiège, GxABT) est également remercié pour son assistance technique.

## Bibliographie

- August P., Iverson L. & Nugranad J., 2002. Human conversion of terrestrial habitats. *In*: Gutzwiller K.J. (Ed.). *Applying landscape ecology in biological conservation*. New York, NY, USA: Springer Verlag.
- Bamba I., 2010. *Anthropisation et dynamique spatio-temporelle des paysages forestiers en République Démocratique du Congo*. Thèse de doctorat : Université libre de Bruxelles, Bruxelles.
- Barima Y.S.S. et al., 2009. Dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane ivoirienne. *Bois For. Trop.*, **299**(1), 15-25.
- Barima Y.S.S. et al., 2011. Deforestation in Central and West Africa: landscape dynamics, anthropogenic effects and ecological consequences. *In*: J.A. Daniels (Ed.). *Advances in environmental research – Volume 7*. Hauppauge, NY, USA: Nova Science Publishers.
- Bogaert J., Ceulemans R. & Salvador-Van Eysenrode D., 2004. Decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. *Environ. Manage.*, **33**(1), 62-73.
- Bogaert J. & Mahamane A., 2005. Écologie du paysage : cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Ann. Sci. Agron. Bénin*, **7**(1), 1-15.
- Bogaert J. et al., 2008. Fragmentation of forest landscapes in Central Africa: Causes, consequences and management. *In*: Lafortezza R., Chen J., Sanesi G. & Crow Th.R. (Eds). *Patterns and processes in forest landscapes: multiple use and sustainable management*. New York, NY, USA: Springer, Verlag.
- Bogaert J. et al., 2011a. Forest fragmentation: causes, ecological impacts and implications for landscape management. *In*: Li C., Lafortezza R. & Chen J. (Eds). *Landscape ecology and forest management: challenges and solutions in a changing globe*. Beijing: Higher Education Press; Berlin: Springer.
- Bogaert J. et al., 2011b. A methodological framework to quantify anthropogenic effects on landscape pattern. *In*: Hong S-K., Wu J. & Nakagoshi N. (Eds). *Landscape ecology in Asian cultures*. New York, NY, USA: Springer Verlag.
- Davidson C., 1998. Issues in measuring landscape fragmentation. *Wildl. Soc. Bull.*, **26**, 32-37.
- 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. Kinshasa : FAO.
- De Wasseige C. et al., 2012. *Les forêts du Bassin du Congo : États des forêts 2010*. Luxembourg : OSFAC, Office de publication de l'union européenne.
- FAO, 2007. *Situation des forêts en 2007*. Rome : FAO, (<http://www.fao.org/docrep/009/a0773f/a0773f00.htm> 5 octobre 2014).
- FAO, 2010. *Évaluation des ressources forestières mondiales*. Département des forêts. Rome : FAO.
- Forman R.T.T., 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge, UK: University Press.
- Frauman E., 2004. L'agriculture périurbaine. *In* : Petit P. (Ed.). *Byakula. Approche socio-anthropologique de l'alimentation à Lubumbashi*. Lubumbashi : Université de Lubumbashi, Coopération universitaire au développement.

- 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. *Rev. Int. Géomat.*, **15**(3), 281-302.
- Havyarimana F., 2015. *Contribution de l'instabilité sociopolitique dans l'anthropisation des paysages au Burundi : dynamique spatiale et biodiversité*. Thèse de doctorat : Université Libre de Bruxelles, Bruxelles.
- Ilunga Wa Ilunga E., 2014. *Les communautés végétales des affleurements des roches métallifères : une ressource biologique pour la restauration des mines et des sols dégradés par les activités minières dans le Haut-Katanga (R.D. Congo)*. Thèse de doctorat : Université de Lubumbashi, Lubumbashi (RDC).
- Inoussa M.M. et al., 2011. Dynamique spatio-temporelle des forêts claires dans le parc national du W du Niger (Afrique de l'Ouest). *Sécheresse*, **22**(2), 108-116.
- Kabulu D.J., 2011. *Impacts des activités minières sur les écosystèmes au Katanga (République Démocratique du Congo)*. Thèse de doctorat : Université libre de Bruxelles, Bruxelles.
- Kabulu D.J. et al., 2008. Analyse de la structure spatiale des forêts au Katanga. *Ann. Fac. Agro. Lubumbashi*, **12**, 12-18.
- Kalamba T., Khonde M., Ilunga N. & Mansinsa M., 1998. *Monographie de la Province du Katanga. Kinshasa* : PNUD/UNOPS. Programme national de relance du secteur agricole et rural (PNSAR).
- Karimoune S., Alexandre J. & Ozer A., 1993. Suivi par télédétection de l'évolution de la désertification dans la région de Zinder (Niger). In : Dubois J.-M. et al. (Eds). *Télédétection des milieux urbains et périurbains*. Montréal, Québec, Canada : AUPELF-UREF.
- Kasongo L., 2009. *Système d'évaluation des terres à multiples échelles pour la détermination de l'impact de la gestion agricole sur la sécurité alimentaire en R.D. Congo*. Thèse de doctorat : Université de Gent, Gent (Belgique).
- Koné M. et al., 2007. Suivi diachronique par télédétection spatiale de la couverture ligneuse en milieu de savane soudanienne en Côte d'Ivoire. *Télédétection*, **7**, 433-446.
- Kumar A. & Pandey A.C., 2013. Evaluating impact of coal mining activity on land use/land cover using temporal satellite images in south Karanpura coalfields and environs, Jharkhand State, India. *Int. J. Adv. Remote Sens. Gis*, **2**(1), 183-197.
- Landis J.R. & Koch G.G., 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, **33**, 159-174.
- Li M. et al., 2015. Impacts of road expansion on deforestation and biological carbon loss in the Democratic Republic of Congo. *Environ. Resource Econ.*, **60**, 433-469.
- Mama A., 2013. *Anthropisation des paysages au Bénin : dynamique, fragmentation et développement agricole*. Thèse de doctorat : Université libre de Bruxelles, Bruxelles.
- Malaisse F., 1973. Contribution à l'étude de l'écosystème forêt claire (Miombo). Note 8. Le projet Miombo. *Ann. Fac. Sci. Abidjan Ser. Ecol.*, **6**, 227-250.
- Malaisse F., 1997. *Se nourrir en forêt claire africaine. Approche écologique et nutritionnelle*. Gembloux, Belgique : Les Presses agronomiques de Gembloux.
- Megevand C., 2013. *Dynamiques de la déforestation dans le bassin du Congo. Réconcilier la croissance économique et la protection de la forêt*. Washington, DC : World Bank.
- Mertens B. & Lambin E.F., 1997. Spatial modelling of deforestation in southern Cameroon. Spatial disaggregation of diverse deforestation processes. *Appl. Geogr.*, **17**, 143-162.
- Munyemba Kankumbi F., 2010. *Quantification et modélisation de la dynamique paysagère dans la région de Lubumbashi : évaluation de l'impact écologique des dépositions issues de la pyrométallurgie*. Thèse de doctorat : Université de Lubumbashi, Lubumbashi (RDC).
- Munyemba Kankumbi 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.

- Phua M.-H. et al., 2008. Multitemporal fragmentation analysis of peat swamp forest in the Klias Peninsula, Sabah, Malaysia using GIS and remote sensing techniques. *In*: Böhner J., Blaschke T. & Montanarella L. (Eds). *SAGA – Seconds Out*. Hamburg: Universität Hamburg Institut für Geographie.
- Potapov P.V. et al., 2012. Quantifying forest cover loss in Democratic Republic of the Congo, 2000-2010, with Landsat ETM+ data. *Remote Sens. Environ.*, **122**, 106-116.
- Rautner M., Leggett M. & Davis F., 2013. *Le Petit Livre des grands moteurs de déforestation*. Oxford, UK: Global Canopy Programme.
- Ronald J., 1997. *Dicticiel IDRISI pour windows*. Worcester, MA, USA: Clark University.
- Sader S.A. & Joyce A.T., 1988. Deforestation rates and trends in Costa Rica, 1940 to 1983. *Biotropica*, **20**, 11-19.
- Schlaepfer R., 2002. *Analyse de la dynamique du paysage*. Fiche d'enseignement 4.2. Lausanne, Suisse : Laboratoire de Gestion des Écosystèmes, École Polytechnique de Lausanne.
- Schmitz A., 1971. *Végétation de la Plaine de Lubumbashi. Région d'Élisabethville (Haut-Katanga)*. Bruxelles : INEAC.
- Sys C. & Schmitz A., 1959, *Notice explicative de la carte des sols et de la région d'Élisabethville (Haut-Katanga)*. Bruxelles : INEAC.
- Tomislav H., Gérard B.M., Melita P. & Edzer J., 2011. Spatio-temporal prediction of daily temperatures using times series of MODIS LST image. *Theor. Appl. Climatol.*, **107**(1-2), 265-277.
- Tshibangu K.W.T., 2001. *Étude du déboisement et de la crise de combustibles ligneux en tant que source d'énergie domestique à Kinshasa (République Démocratique du Congo)*. Thèse de doctorat : Université Libre de Bruxelles, Bruxelles.
- UMR TETIS, 2005. *Note sur la recherche et l'utilisation d'images Landsat gratuites*. Ciradamis, Maison de télédétection.
- Vranken I. et al., 2013. The spatial footprint of the non-ferrous mining industry in Lubumbashi. *Tropicultura*, **31**(1), 22-29.

# 14

---

## L'activité minière au Katanga et la perception de ses impacts à Lubumbashi, Kolwezi, Likasi et Kipushi

Yamba AMISI MWANA, Isabelle VRANKEN, Jules NKULU, François LUBALA TOTO RUANANZ,  
Daniel KYANIKA, Scott TSHIBANG NAWAJ, Flori MASTAKI UPITE,  
Jean-Pierre BULAMBO MWEMA, Jan BOGAERT\*

Le Katanga méridional est caractérisé par des activités minières depuis plus d'un siècle. Cette province est considérée, à cause de la concentration de ces activités, comme la métropole de la métallurgie du cuivre en République Démocratique du Congo et dans la région limitrophe. Cependant, cette activité cause également de nuisances variées comme la contamination et la pollution des sols, ou la dégradation de la végétation. De plus, l'activité minière a un impact négatif sur les paysages urbains par la présence de ses infrastructures métallurgiques et ses sites d'extraction. Une application de la théorie de perception de Kevin Lynch (1960) aux villes de Lubumbashi, Kolwezi, Likasi et Kipushi nous apprend que leurs images sont fortement marquées par l'exploitation et l'industrie minières. L'importance de ce secteur économique pour la perception de la ville a été déterminée, et la ville de Kolwezi semble plus impactée par ces composants associés aux activités minières que les autres villes considérées. Les cartes des composants de perception associables aux activités minières produites dans le cadre de cette étude pourront servir de base à l'élaboration d'une politique de développement territorial ciblant une amélioration du cadre de vie des citoyens katangais.

### **Mining activities in Katanga and the perception of its impact in Lubumbashi, Kolwezi, Likasi and Kipushi**

The southern Katanga is characterized by mining operations since more than a century. This province is considered, because of the concentration of these activities, as the capital of copper metallurgy in the Democratic Republic of the Congo and its surrounding region. However, these mining activities also cause various nuisances such as the contamination and pollution of soils or the degradation of vegetation. Moreover, the aforementioned mining industry has a negative impact on the urban landscapes through the presence of extraction sites and metallurgical facilities. An application of the perception theory of Kevin Lynch (1960) to the cities of Lubumbashi, Kolwezi, Likasi and Kipushi shows that their images are strongly

---

Bogaert J., Colinet G. & Mahy G., 2018. *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège – Agronomie-Gembloux.

marked by the mining industry. The importance of this economic sector for the perception of the studied cities has been analyzed, and the city of Kolwezi seems more characterized by landscape elements associated with mining activities than the other cities in this study. Maps of the perception components assignable to mining activities produced as part of this study will constitute the starting point of the development of a land policy aiming to improve the environment of Katangese city dwellers.

## 1. Introduction

L'anthropisation des paysages naturels commence avec l'apparition de l'Homme et se poursuit suite aux activités de ce dernier (Burel & Baudry, 1999). L'Arc cuprifère katangais recouvre, en tant qu'entité paysagère, environ 280 collines autour desquelles villes et cités se sont développées grâce à l'exploitation minière de ces collines (Brooks & Malaisse, 1990; Brooks et al., 1992; Leteinturier, 2002; Amisi, 2010). L'activité minière au Katanga, à côté des pratiques agricoles, a eu des impacts qui ont déterminé la transformation des paysages concernés. Ces modifications ponctuent le paysage par une diversité d'éléments comme des cavités, terrils, bassins de décantation, chevalements, réservoirs, hauts-fourneaux, cheminées, ou déblais miniers (Baker et al., 1983). À ceci s'ajoutent des rejets solides, liquides et gazeux. Les interactions de ces éléments se manifestent par des contaminations, pollutions ou dégradations, créant des paysages plutôt désolants et déprimants (Amisi, 2010). Les mines souterraines dont les impacts sont moins visibles peuvent avoir des conséquences négatives sur l'eau des nappes aquifères, tandis que les mines à ciel ouvert provoquent la dévastation des écosystèmes par la déforestation, la contamination, la dégradation et la destruction des habitats initialement présents.

Cette étude a pour objectif d'apporter, par des observations et des interviews, les éléments paysagers concrétisant l'impact (négatif) de l'activité minière sur l'Arc cuprifère katangais, à travers l'étude de quatre villes. Dans ce travail, des cartes cognitives de l'activité minière seront générées via un Système d'Information Géographique (SIG), cartes qui serviront à la planification actuelle et future des espaces dégradés.

L'hypothèse centrale de l'étude suppose que les activités minières ont eu des impacts négatifs sur les paysages urbains au Katanga et que ces impacts se présenteraient par des composants perceptibles (infrastructures minière et industrielle; traces de pollution et de dégradation des écosystèmes et paysages) par la population; il est attendu qu'il y ait des liens perceptibles entre les modes d'exploitation, de traitement, d'évacuation et de gestion de déchets d'une part, et les transformations du paysages d'autre part.

Au lieu d'une analyse classique de l'impact des activités minières, par exemple à travers une analyse de la dynamique de l'occupation du sol (Vranken et al., 2013), cette étude préconise une analyse sur base de la perception des transformations paysagères par les résidents. Quatre villes de l'Arc cuprifère katangais, caractérisées par une présence importante des industries métallurgiques et des exploitations minières, ont fait l'objet de nos études : Lubumbashi, Kolwezi, Likasi et Kipushi. L'objectif principal des analyses était d'estimer l'impact visuel des activités minières, soit par

l'exploitation minière soit par l'infrastructure métallurgique, sur les paysages urbains des villes étudiées. Afin d'atteindre cet objectif, les éléments qui forment l'image des villes devront être identifiés ainsi que ces composants qui pourraient être associés directement (par exemple : terrils, cheminées, bâtiments industriels) ou indirectement (par exemple : sols dénudés, pelouses métalliques) à l'économie minière.

La théorie de Kevin Lynch (1960) s'intégrant dans le domaine de l'écologie du paysage (Burel & Baudry, 1999 ; Govaerts, 2005) permet une évaluation objective de la perception. Deux types d'analyses sont généralement effectuées : i) un examen systématique de l'image de l'environnement comme elle est perçue par des observateurs ou experts entraînés et formés aux concepts de la lisibilité et de l'imagibilité des villes et, ii) une série d'entrevues avec des citoyens pour récolter l'image qu'ils se font de leur environnement. Cette théorie a seulement récemment connu des applications dans l'hémisphère sud (Amisi, 2007 ; Amisi et al., 2008 ; Amisi, 2010). La catégorisation des éléments perçus permet une analyse quantitative des observations et une objectivation des images perçues.

## 2. Matériel et méthodes

Afin de disposer d'un fond de carte pour la représentation des données cognitives obtenues lors des entretiens avec les experts et les citoyens, des images satellitaires en fausse couleur ont été utilisées. Pour Lubumbashi (11°39'39"S, 27°28'45"E), une image satellitaire QuickBird de 2000 a été utilisée avec une précision de 2,4 m pour la bande multi-spectrale et de 0,60 m pour la bande panchromatique. Pour Kolwezi (10°42'39"S, 25°28'00"E), une image Landsat de 2002 a été utilisée, avec une précision de 10 m pour la bande ortho-panchromatique. Pour Likasi (10°58'58"S, 26°44'18"E) et pour Kipushi (11°45'39"S, 27°15'04"E), une image Landsat de 2001 a été choisie, avec une précision de 10 m pour la bande ortho-panchromatique. L'image de Lubumbashi a été obtenue grâce au projet REMEDLU financé par la Commission Universitaire au Développement (CUD). Les images des villes de Kolwezi, Likasi et Kipushi ont été obtenues grâce à l'intervention de l'entreprise African Mining Consultants (AMC). Les images en question ont été superposées sur les cartes topographiques locales. Toutes les informations spatiales, y compris celles obtenues grâce aux interlocuteurs, ont été converties sous le système de projection UTM (Amisi, 2010) et le traitement des données a été réalisé avec ArcMap/ArcGIS 9.2.

Bien que les méthodes de perception soient diverses, elles appartiennent à plusieurs paradigmes (Zube et al., 1982). La cartographie est considérée comme un outil de base indispensable pour la représentation du paysage. La méthode d'analyse de Kevin Lynch (1960) valorise les concepts de lisibilité et d'imagibilité (Govaerts, 2005 ; Amisi, 2007 ; Amisi et al., 2008 ; Amisi, 2010). La lisibilité correspond à la possibilité d'identifier les éléments de la ville qui la caractérisent et qui la structurent en un schéma cohérent. L'imagibilité se réfère à l'image évoquée lors de la perception de la ville, par les formes et les composants urbains, chez les observateurs ; la cohérence des éléments composant la ville est censée évoquer des images plus claires et fortes que des ensembles non structurés. Selon Lynch (1960), la perception de l'environnement

et/ou la lisibilité est un élément central pour tout être vivant capable de mouvement, parce que la perception détermine la façon avec laquelle il pourra exploiter son environnement pour subsister, en fonction de ses déplacements à travers le paysage. Les paysages miniers et industriels sont un sujet de préoccupation lorsqu'une approche perceptive est appliquée, car les résidus industriels peuvent se propager bien au-delà des infrastructures productrices elles-mêmes (Vranken et al., 2013). La méthode de perception des villes selon Lynch (1960) regroupe les éléments de l'image (collective) en cinq catégories : i) les limites (normalement des éléments linéaires, principalement formant les bordures d'éléments surfaciques), ii) les voies (éléments linéaires, surtout pertinents pour la mobilité dans toutes ses formes), iii) les nœuds (éléments ponctuels ou de surface très limitée, qui correspondent à la jonction de voies ou routes où des décisions à propos du chemin à suivre sont attendues), iv) les points de repère (éléments ponctuels qui, de par leur forme, dimensions, fonction ou originalité, facilitent l'orientation et repérage par l'utilisateur de la ville) et, v) les quartiers (éléments surfaciques caractérisés par une certaine homogénéité selon un critère particulier, principalement, mais pas exclusivement, morphologique). Les limites peuvent également se présenter sous forme d'éléments ponctuels et forment ainsi des «limites-points» (Amisi et al., 2008; Amisi, 2010; Vranken et al., 2013). Cette notion n'était pas encore incorporée dans l'œuvre initiale de Lynch (1960).

Les catégories de Lynch (1960) possèdent des correspondances avec les trois composantes du paysage considérées par Forman & Godron (1981), Forman & Godron (1986) et Forman (1995), à savoir les taches, les corridors et la matrice. Une valeur ajoutée de la théorie de Lynch (1960) est qu'elle couple la perception ou observation/interprétation à la représentation cartographique. L'application de la théorie de Lynch (1960) se concrétise par deux produits : une carte issue de la perception de la ville par un groupe d'experts (la carte de l'observateur) et une carte composée d'éléments cités par un ensemble de citoyens (l'image collective). Par conséquent, cette application est articulée selon deux volets. La confrontation des deux produits permettra l'identification des éléments les plus pertinents pour l'image des paysages urbains considérés.

Le premier volet de l'analyse de la perception concerne la reconnaissance du terrain par les observateurs ou experts. En parcourant la ville, la présence, la visibilité et les interrelations entre les éléments structurants ont été relevées par quatre experts formés. Leurs observations sont considérées comme une répétition des observations faites par une seule personne et donc forment conjointement la carte unique de l'observateur (Amisi, 2007; Amisi et al., 2008; Amisi, 2010). Sur un plan de base, les catégories d'éléments ont été relevées, ainsi que leur visibilité, la force ou la faiblesse de leur image, leur potentiel à structurer l'image de la ville et/ou leurs interrelations avec les autres éléments identifiés. Ces éléments visuels ont été classés en les six catégories citées ci-dessus.

Le deuxième volet de l'analyse portait sur la collecte de données, sur base d'entrevues, dans le but de récolter la perception de l'image que se font les résidents des villes du Katanga et de leur environnement. Il était demandé dans les questionnaires de décrire la ville selon leur perception, en considérant les trajets suivis (choisis de

manière à parcourir toute la ville), en dressant des listes des parties ou éléments les plus caractéristiques de la ville et les plus faciles à identifier. Les interlocuteurs ne pouvaient s'inspirer d'aucun document. Ensuite, les réponses ont été classées en tableaux et schémas cohérents. Les différents éléments cités ont été cartographiés pour générer les cartes des images collectives. La seconde approche consistait donc à interroger un certain nombre de citoyens. La taille de l'échantillon à utiliser a été vérifiée à l'aide d'une courbe qui démontre l'accumulation des informations données au cours des entrevues. Nous nous sommes basés sur l'hypothèse que le nombre d'éléments neufs apportés par une entrevue individuelle diminue en fonction du nombre d'entrevues la précédant; alors que la première entrevue apportera uniquement des éléments neufs, il est attendu que les entrevues suivantes apporteront, à côté d'éléments neufs, une partie des éléments déjà cités. L'importance des éléments neufs diminuera lorsque davantage de personnes seront interrogées. Une courbe de saturation-accumulation a été construite montrant le nombre cumulé d'éléments cités en fonction du nombre d'entrevues; ainsi il a été vérifié que tous les éléments pertinents avaient été cités. Le point où cette courbe forme un palier, c'est-à-dire se stabilise, indique la taille de l'échantillon minimum requis (Amisi, 2010). Pour éviter tout biais lié à la séquence des entrevues, 99 randomisations de cette séquence ont été réalisées en utilisant le logiciel EstimateS, qui a généré des courbes d'accumulation pour chaque élément avec une limite de confiance de 95 % (Vranken et al., 2013).

Après l'identification des éléments qui contribuent à l'image de la ville, il a été déterminé quels éléments contribuent soit à l'exploitation minière (carrières, déforestation, etc.) soit à l'industrie métallurgique (infrastructure industrielle, sols pollués et dénudés, terrils, etc.). Ainsi, l'importance de ces activités pour l'image perçue a pu être déterminée.

Afin de comparer les éléments cités dans les deux approches décrites ci-dessus, menant respectivement à la carte de l'observateur et l'image collective, l'indice de similarité de Sørensen a été calculé (Legendre & Legendre, 1979; Govaerts, 2005; Vranken et al., 2013) :

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

où  $a$  est le nombre d'éléments en commun entre les observateurs et les personnes interrogées, alors que  $b$  et  $c$  correspondent aux nombres d'éléments seulement présents sur une des deux cartes. Lorsque les deux cartes portent exactement les mêmes éléments, et sont donc identiques,  $b = c = 0$  et  $S_s = 100$ . Dans le cas de deux cartes complètement différentes, c'est-à-dire  $a = 0$ , on observera  $S_s = 0$ .

### 3. Résultats et discussion

La comparaison des éléments qui composent les cartes de l'observateur et les images collectives démontre, pour les quatre villes étudiées, la remarquable similitude entre les cartes produites. Pour l'ensemble des éléments,  $S_s > 74$  pour toutes les villes; lorsque l'on considère les éléments par catégorie,  $S_s > 57$  (Tableau 1). Cette correspondance

entre la perception par les experts d'un côté et les citoyens de l'autre confirme que les éléments cités contribuent à l'image des villes et donc à leur lisibilité et imagibilité. Il est également confirmé que la composition de l'image des villes, se basant sur la théorie de Lynch (1960), repose sur des éléments pertinents de leur composition et de leur perception, étant donné que l'analyse faite par des citoyens de la ville s'approche de celle des experts. Le nombre total d'éléments cités est censé être plus grand (pour les deux cartes) selon que la ville est caractérisée par une étendue plus grande et par une intensité de l'activité minière plus importante. C'est à Kolwezi que la ressemblance entre les deux cartes est la plus forte car les éléments du paysage sont concentrés dans les différents quartiers qui composent la ville, tandis qu'ailleurs les villes sont plutôt composées par des matrices urbaines presque uniformes où la distinction de certains éléments est plus difficile.

**Tableau 1.** Éléments de perception de Lynch (1960) cités pour la carte de l'observateur et pour l'image collective des villes de Lubumbashi, Kolwezi, Likasi et Kipushi, situées dans l'Arc cuprifère katangais (République Démocratique du Congo). Comparaison des deux cartes par l'indice de Sørensen ( $S_s$ ). Obs. : éléments cités par les 4 observateurs/experts; Coll. : éléments cités par les citoyens (image collective); a : éléments en commun entre les deux cartes.

Éléments	Lubumbashi				Kolwezi				Likasi				Kipushi			
	Obs.	Coll.	a	$S_s$	Obs.	Coll.	a	$S_s$	Obs.	Coll.	a	$S_s$	Obs.	Coll.	a	$S_s$
Limites	10	8	7	77,8	10	10	10	100,0	3	4	3	85,7	5	3	3	75,0
Limites-points	7	5	5	83,3	5	2	2	57,1	5	3	3	75,0	2	2	2	100,0
Voies	65	63	59	92,2	36	33	31	89,9	26	29	22	80,0	15	10	9	72,0
Nœuds	54	52	44	83,0	52	48	43	86,0	38	45	35	84,3	13	11	8	66,7
Points de repère	45	49	40	85,1	25	23	23	95,8	15	15	13	86,7	11	9	8	80,0
Quartiers	19	19	19	100,0	15	14	14	96,6	11	13	9	75,0	5	5	4	80,0
Total	200	196	174	87,9	143	130	123	90,1	98	109	85	82,1	51	40	34	74,7

À Lubumbashi, de toutes les interviews, il ressort que les éléments qui symbolisent la ville sont la cheminée et le terril des scories de l'UL/GCM (Usine de Lubumbashi/Général des Carrières et des Mines-Gécamines), symboles de la richesse géologique de la province et du pays, témoins de l'activité minière et bases de la naissance et du développement de la ville (Amisi, 2010). Dans cette ville, les éléments ponctuels (nœuds, points de repère) et les voies semblent dominer l'image.

À Kolwezi, les éléments qui symbolisent la ville sont les cités Gécamines, la raffinerie de Luilu, la mine de Kamoto et différentes carrières qui l'entourent. Les catégories des nœuds et voies sont les plus dominantes, suivies par celle des points de repère. Les déblais miniers (GCM-Musonoie, R160, R50, Kamoto Operating limited-KOL), les rejets de l'Usine de Zinc de Kolwezi (UZK) ou Katapula, la cheminée Luilu et la tour ascenseur de Kamoto sont les éléments les plus caractéristiques de son image.

À Likasi, les catégories des nœuds et des voies prédominent dans la perception des personnes interrogées et des observateurs, suivies par celle des points de repère. Ceux-ci sont des éléments visibles, remarquables et facilement reconnaissables comme la cheminée de Shituru, le terril de l'Atelier Central de Panda (ACP), le Mont d'antenne,

la colline du domaine marial. Le Mont d'antenne, pour sa visibilité à plusieurs endroits et son contraste, représente 85 % de citations. Ces éléments symbolisent la ville.

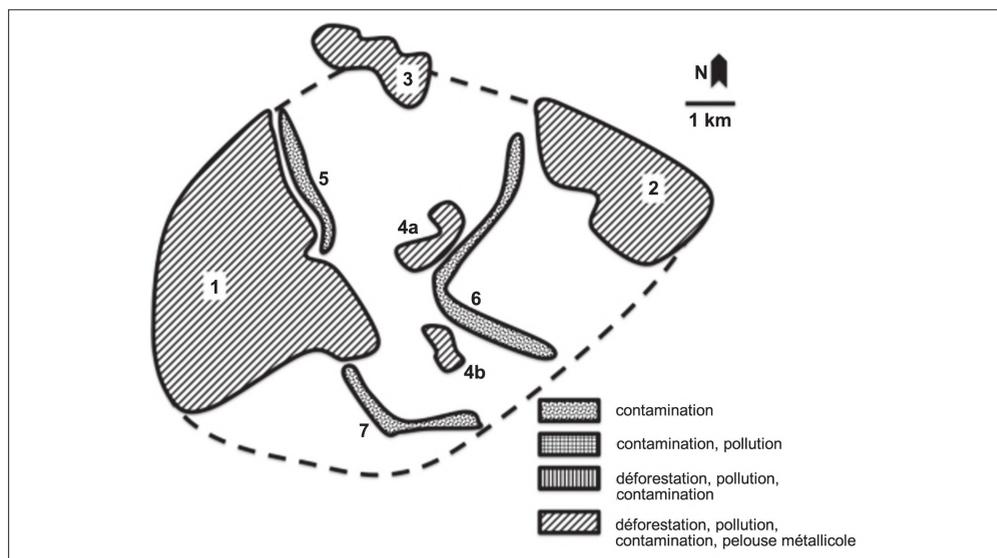
L'élément qui symbolise Kipushi est la Tour du Puits Cinq de la Gécamines, témoin de l'activité minière. Ce sont les catégories des nœuds, des voies et ensuite des points de repère qui prédominent dans la perception des personnes interrogées. À l'exception du pipeline (oléoduc) (92 % de citations) et de Katapula, qui sont directement liés à l'activité minière, les huit autres voies constituent le réseau principal de l'image de Kipushi.

Sur base de la courbe d'accumulation, la validité de l'échantillon et la représentativité des éléments cités ont été démontrées : tous les éléments pertinents pour l'image de ces villes ont été cités ; nous avons pu observer que le palier de la courbe a été atteint à Lubumbashi après 50 % des entrevues ; à Kolwezi et Likasi après 33 %, à Kipushi après 25 %. Ceci confirme donc qu'un échantillon plus grand n'aurait pas apporté d'informations supplémentaires.

Les paysages liés aux activités minières se présentent différemment selon qu'il s'agisse de l'exploitation minière ou de l'industrie métallurgique. Considérant les mines, on relève : les cavités (carrières), les déblais miniers, les chevalements, les voies d'accès, la déforestation, la destruction et la perte d'habitat. Quant à l'industrie métallurgique, on relève les cheminées qui dégagent d'importantes quantités de fumées, les terrils aux formes diverses, les bassins de décantation, les usines et leurs complexes, les citernes en hauteur, les pelouses métallicoles (témoins de sols qui ont été contaminés) et les sols dénudés.

Examinant les éléments repris dans l'image collective de Lubumbashi (Tableau 2), l'analyse de ceux qui sont liés à l'activité minière montre que les points de repère et les nœuds sont mieux représentés que les autres catégories. Leur clarté, unicité, stature, localisation et fréquentation ont imprimé une image forte dans la perception des interviewés. Au total, 47 éléments sur 196 cités par les interviewés (24 %) se rapportent à l'image des activités minières. Il est à remarquer que Lubumbashi, née des activités minières, a dépassé cette fonction pour devenir une ville administrative, économique et politique. Au regard de la carte de représentation de ces impacts visuels négatifs (Figure 1), les nœuds et les repères forment cinq trames ou zones ; les voies, ou limites, constituent trois structures qui pourraient être considérées comme des corridors. La plage (1), située à l'ouest de la carte, est formée suite aux activités minières de la GCM (fumées) et STL (activités additionnelles = fumées) et des activités agricoles (ceinture verte). Le sol y est contaminé et les espèces végétales sont parsemées, caractéristiques de sols des anomalies cuprifères (Amisi, 2010; Vranken et al., 2013). La plage (2), située à l'est de la carte, correspond à la zone d'activités minières de deux entreprises (Chemical of Africa «Chemaf» et «Ruashi Mining») et des zones de pelouses métallicoles, de déforestation, de contamination des sols, des rivières et des cultures vivrières. La plage (3), localisée au nord de la carte, est une aire de nouvelles industries métallurgiques (concessions vendues par la municipalité). Les plages 4 et 5, au centre de la carte, correspondent (4a) aux usines pyro- et hydrométallurgiques de Chemaf et KMP-Fondaf (Katanga Mining Processing) qui déversent leurs effluents dans le cours

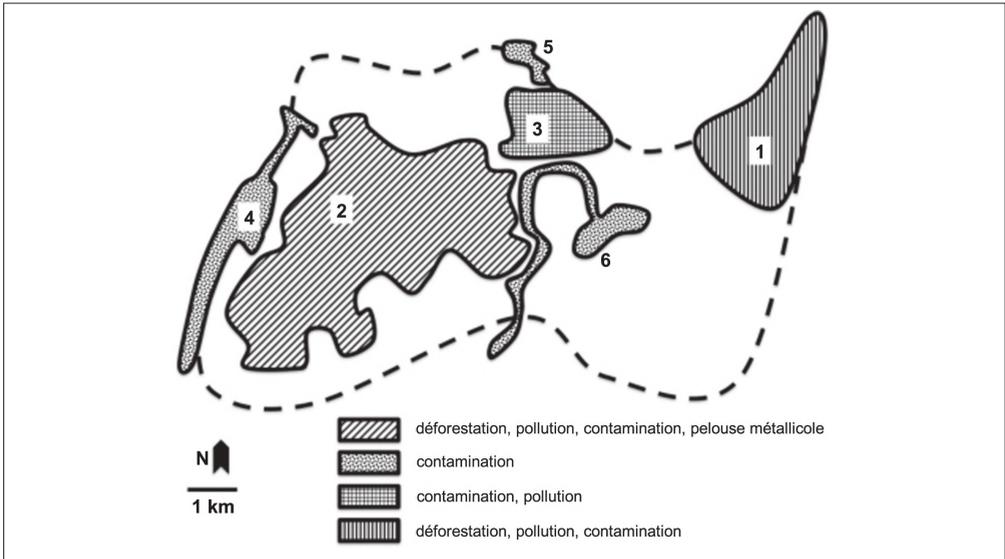
d'eau de la Naviundu et (4b) à l'usine EXACO (activités hydrométallurgiques) qui dégage des odeurs piquantes au milieu d'un quartier populaire et déverse ses effluents acides dans la Kampemba. Les pages 5, 6 et 7, effilées en corridors, sont constituées des rivières Lubumbashi, Kampemba et Kafubu, victimes de déversements non contrôlés. Le long de ces corridors se trouvent différentes cultures maraîchères.



**Figure 1.** Carte des impacts visuels négatifs de Lubumbashi (République Démocratique du Congo) sur base de la théorie de Lynch (1960). (1) Le couloir nord-ouest du vent dominant et de dispersion des fumées Gécamines/STL, la ceinture verte, et des espèces métallicoles parsemées. (2) La zone est de la ville, zones de mines de la Ruashi et de l'Étoile, des usines métallurgiques de Ruashi Mining. (3) La zone nord de la ville, aire de nouvelles industries métallurgiques et stockages de déchets. (4a) Zone occupée par des usines métallurgiques de Chemaf et source de pollution de la Naviundu et la Kampemba. (4b) Zone occupée par les installations hydrométallurgiques d'EXACO. Les pages 5, 6 et 7, effilées en corridors, sont constituées des rivières Lubumbashi, Kampemba et Kafubu.

À Kolwezi, ce sont les nœuds et les voies qui sont mieux représentés que tous les autres éléments cités. L'image de la ville est fortement caractérisée par l'industrie métallurgique car 83 éléments sur 130, soit ~64% d'éléments, sont liés aux activités minières. Les anciens bassins de décantation devenus sites d'exploitation, les usines de traitement nouvellement installées dans les anciennes infrastructures de la Gécamines et les différentes entreprises d'exploitation sont parmi les éléments qui sont illustratifs de cet impact de l'industrie sur le faciès de la ville. Les usines pyro- ou hydrométallurgiques en activité à Kolwezi représentent plusieurs zones (nœuds et repères) et structures linéaires (voies et limites) spatialement distinguables qui préfigurent la carte des impacts visuels négatifs de Kolwezi (Figure 2). Au nord-est de la ville, une zone est formée par la mine de Mutoshi et le bassin exploité par Anvil Mining (1). La grande structure (2) représente la plus grande concentration d'activités, connue comme le

«lambeau de Kolwezi» qui est sa plus grande zone d'exploitation minière. Vers le nord, ce sont l'UZK et ses amoncellements de déchets (Katapula), présents sous forme de deux zones (3 et 5). Au centre, c'est le quartier industriel avec ses dépôts de minerais et quelques fours qui laissent dégager des fumées. Vers l'ouest de la ville, c'est la limite faite par la rivière Luilu et ses cultures maraîchères. Et enfin, les rivières Musonoi et Dilala forment un corridor au centre.

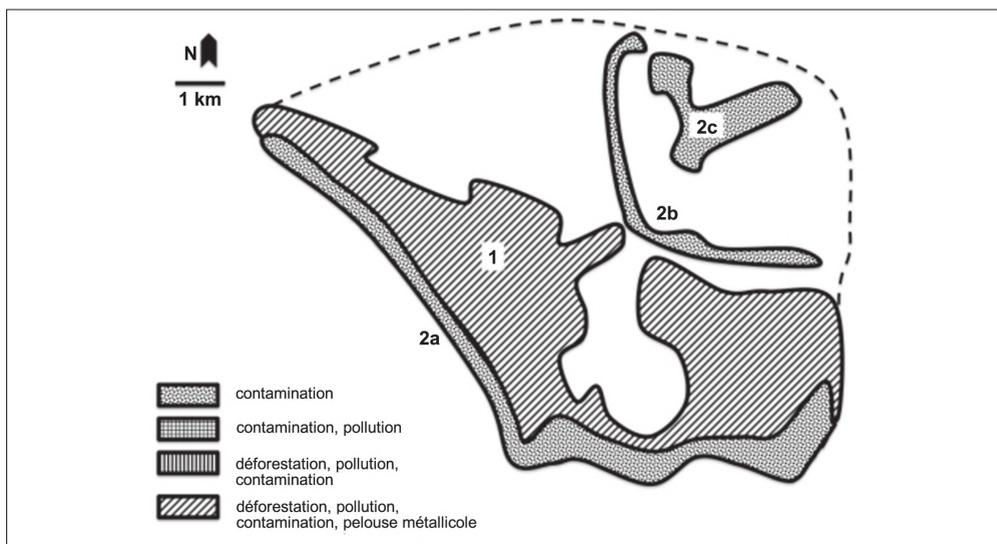


**Figure 2.** Carte des impacts visuels négatifs de Kolwezi (République Démocratique du Congo) sur base de la théorie de Lynch (1960). Zone nord-est de la ville (1), avec la mine de Mutoshi, l'ancien bassin de retenu, exploité par Anvil Mining. Zone centrale (2) avec le «lambeau de Kolwezi», le quartier industriel de dépôts de minerais (la pollution fut encore présente en 2010; aujourd'hui ces dépôts de minerais sont délocalisés à 15 km vers l'est de la ville); les rivières Musonoi et Dilala (6) forment des corridors. Au nord (3, 5), installations de l'UZK et ses amoncellements de déchets. À l'ouest (4), limite formée par la rivière Luilu et les cultures maraîchères.

L'analyse des composants, qui sont liés à l'activité minière et repris dans l'image perçue de Likasi, révèle que la ville est significativement caractérisée (~46%) par l'industrie métallurgique. Les usines pyro- ou hydrométallurgiques en activité à Likasi dessinent principalement trois secteurs (Figure 3) : ils sont liés soit à la pollution, à la contamination, à la déforestation et aux pelouses métallicoles, soit à la contamination et aux cultures vivrières. Les cours d'eau, les cultures maraîchères et le réseau ferroviaire forment les corridors du centre de la ville. On note la présence de quartiers dominés par les installations de Shituru, de Panda, de Feza mining, de Kakontwe, des exploitations de terrils et carrières, des dépôts de minerais concentrés au quartier industriel, et les cours d'eaux qui transportent des quantités considérables de sédiments miniers. Les cavités (carrières) ne s'intègrent pas directement dans le paysage urbain de Likasi.

Examinant les éléments liés à l'activité minière dans la ville de Kipushi (Figure 4), il est à remarquer que les points de repère, les quartiers et les nœuds dominent. En

tout, 13 éléments sur 40, soit ~33% d'éléments, sont associables à la problématique de l'impact de l'activité minière sur le paysage (Tableau 2). Kipushi présente une image claire par son identité, sa lisibilité, sa structure et son imagibilité, car son image est forte et structurante à cause de sa dimension qui est plutôt limitée. Cette ville minière n'a pas connu l'implantation d'autres usines métallurgiques. Au regard de l'image de la perception de Kipushi, il s'observe une grande zone caractérisée par des déforestations, pollutions, contaminations et pelouses métallicoles, incorporant d'autres trames de contamination, y compris des sols nus. La ville est traversée par un long corridor de contamination (rivière Katapula). C'est autour des activités de la Gécamines que sont observés tous les phénomènes liés à la contamination et à la pollution des sols et des cours d'eau dans cette ville.



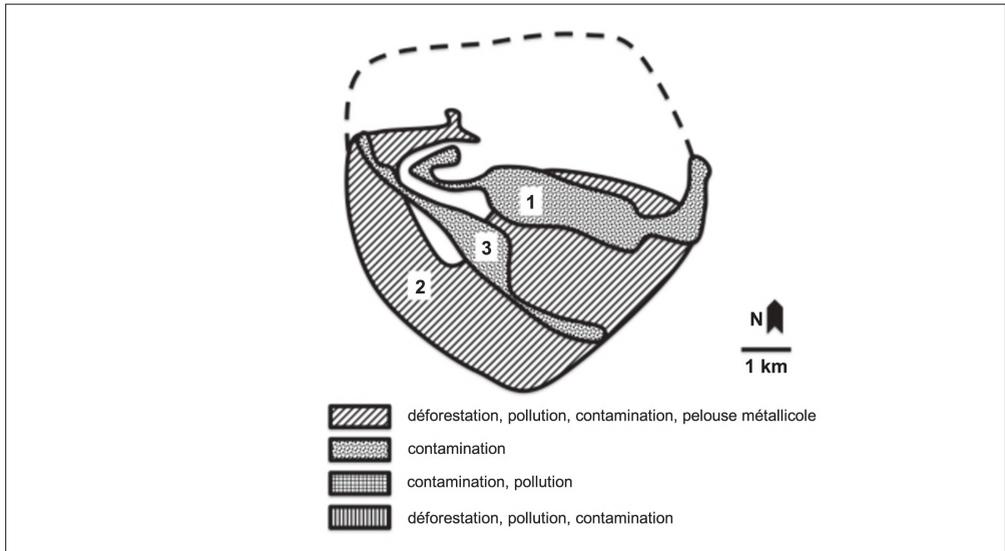
**Figure 3.** Carte des impacts visuels négatifs de Likasi (République Démocratique du Congo) sur base de la théorie de Lynch (1960). La plage 1 comprend tout l'ouest et tout le sud de la carte, elle représente les activités métallurgiques des usines GCM (Panda, Shituru et Kakontwe) et de Feza Mining, et les exploitations de déblais miniers par les artisans. C'est aussi une partie de la ville qui a connu un recul de la végétation suite à la déforestation. Les plages 2a et 2b représentent des canaux et voies de transport de sédiments miniers par les rivières Panda (2b), Likasi (2a) et Kimpulande (2a). La plage 2c représente le quartier industriel qui regorge de dépôts de minerais et petites usines métallurgiques.

Il convient de noter que la fraction des composants associables à l'activité minière est plus élevée à Kolwezi que dans les autres villes. Ceci s'explique par le fait que Kolwezi est une ville avec un caractère et une histoire plus « minière » que les autres. Elle est reconnue comme le poumon de la province métropole de la métallurgie en République Démocratique du Congo. Géologiquement, Kolwezi est composé du « lambeau de Kolwezi », le gisement le plus grand et le plus riche de la province. Lubumbashi est caractérisée par une fraction faible par rapport à Kolwezi (voir F1, Tableau 2) car cette ville a dépassé la dépendance industrielle pour devenir également une ville administrative et un centre politique. Une diversification des activités est

également notée à Likasi, dont l'économie dépend aussi d'autres activités, comme l'agriculture, et où les services administratifs et les structures politiques sont également importants. Kipushi est à considérer comme une trame urbano-rurale avec comme seule activité minière celle de la Gécamines couplée à celles qui sont plutôt frontalières.

**Tableau 2.** Influence des activités minières (exploitation minière, industrie métallurgique) sur l'image collective (*sensu* Lynch, 1960) des villes de Lubumbashi, Kolwezi, Likasi et Kipushi, situées dans l'Arc cuprifère katangais (République Démocratique du Congo). Coll. : éléments cités par les citoyens (image collective); Min. : éléments associés aux activités minières; F1 : fraction des éléments associés à l'activité minière par rapport à tous les éléments cités; F2 : fraction des éléments associés à l'activité minière par rapport à tous les éléments associés à l'activité minière.

Éléments	Lubumbashi				Kolwezi				Likasi				Kipushi			
	Coll.	Min.	F1 (%)	F2 (%)	Coll.	Min.	F1 (%)	F2 (%)	Coll.	Min.	F1 (%)	F2 (%)	Coll.	Min.	F1 (%)	F2 (%)
Limites	8	3	1,5	6,4	10	4	3,1	4,8	4	4	3,7	8,0	3	1	2,5	7,7
Limites-points	5	3	1,5	6,4	2	5	3,8	6,0	3	8	7,3	16,0	2	1	2,5	7,7
Voies	63	8	4,1	17,0	33	21	16,2	25,3	29	8	7,3	16,0	10	2	5,0	15,4
Nœuds	52	14	7,1	29,8	48	27	20,8	32,5	45	11	10,1	22,0	11	3	7,5	23,1
Points de repère	49	15	7,7	31,9	23	16	12,3	19,3	15	14	12,8	28,0	9	4	10,0	30,8
Quartiers	19	4	2,0	8,5	14	10	7,7	12,0	13	5	4,6	10,0	5	2	5,0	15,4
Total	196	47	24,0	100,0	130	83	63,8	100,0	109	50	45,9	100,0	40	13	32,5	100,0



**Figure 4.** Carte des impacts visuels négatifs de Kipushi (République Démocratique du Congo) sur base de la théorie de Lynch (1960). (1) Zone caractérisée par des contaminations et des sols nus. (2) Zone caractérisée par la déforestation, de la pollution, de la contamination et par la présence de pelouses métallicoles. (3) Voie de transport des sédiments par cours d'eau (Katapula) ou par pipeline.

Cette étude montre que les méthodes d'analyse urbaine de Lynch (1960) sont applicables aux pays en développement avec une légère adaptation par l'introduction des limites-points (Amisi et al., 2008; Amisi, 2010; Vranken et al., 2013). Un élément de discussion récurrent à propos de la théorie de Lynch (1960) est le nombre de personnes à considérer pour établir la représentation cognitive (Lynch, 1960). Pour éviter l'inconvénient d'un échantillon trop limité et par conséquent l'absence d'éléments pertinents, Lynch (1960) a suggéré un énorme recensement, dont la faisabilité pourrait être contestée. Par conséquent, la méthode de la courbe saturation-accumulation appliquée dans cette étude permet de composer des images collectives recevables des villes en se basant sur un échantillon de taille limitée mais justifiée (Amisi, 2007; Amisi et al., 2008; Amisi, 2010; Vranken et al., 2013). Les différences observées entre les cartes composées par des observateurs formés, d'une part, et les cartes collectives, d'autre part, pourraient être dues aux différences du niveau d'instruction entre les populations locales et les chercheurs expérimentés (Amisi, 2007; Amisi et al., 2008; Amisi, 2010).

#### 4. Conclusions

L'activité minière a eu des impacts sur les paysages urbains du Katanga. Ceux qui sont négatifs (abordés dans cette thématique) sont perçus au travers des infrastructures minières et métallurgiques et des composants paysagers qui sont marqués par une contamination, pollution ou dégradation par cette industrie. Lorsque l'impact est évalué par le moyen de la théorie de Lynch (1960), les zones les plus problématiques peuvent être cartographiées; ces cartes pourraient servir de base pour le développement d'une politique urbanistique et environnementale qui cible une amélioration du cadre de vie des citoyens katangais. L'application de la méthode de Lynch (1960) fournit des résultats valorisables pour les zones urbaines industrielles du Katanga et renseigne que les activités minières influencent largement les images des villes du Katanga. L'exploitation des gisements cupro-cobaltifères, l'installation des usines métallurgiques et les pratiques agricoles aux environs et le long de cours d'eau au Katanga ont contribué à l'émergence des sites dégradés et contaminés. L'absence de la végétation (les terrains dénudés), la végétation métallicole, le rabougrissement des végétaux, les bassins de décantation, les cheminées, les citernes des usines et les amoncellements de déchets aux environs d'une activité minière mènent à une perception d'impact visuel négatif pour les résidents qui dénoncent les contaminations par les métaux lourds. Une mise en évidence de différences de perception que possèdent différents groupes sociaux pourrait encore enrichir l'étude en question.

## Bibliographie

- Amisi M.Y., 2007. *Perception et cartographie de Lubumbashi selon la méthode de Kevin Lynch*. Mémoire de D.E.A. : Faculté des Sciences Agronomiques, Université de Lubumbashi, Lubumbashi (RDC).
- Amisi M.Y., 2010. *Perception de l'impact des activités minières au Katanga : analyse par l'application de la théorie paysagère de Kevin Lynch*. Thèse de doctorat : Faculté des Sciences Agronomiques, Université de Lubumbashi, Lubumbashi (RDC).
- Amisi M.Y. et al., 2008. Applicabilité de la théorie de perception de Lynch à un paysage minier de ville du tiers monde. *Annales de la Faculté des Sciences Agronomiques de l'Université de Lubumbashi*, **1**(2), 71-77.
- Baker A.J.M., Brooks R.R., Pease A.J. & Malaisse F., 1983. Studies on copper and cobalt tolerance in three related taxa within the genus *Silene* L. (Caryophyllaceae) from Zaire. *Plant Soil*, **73**(3), 377-385.
- Brooks R.R. & Malaisse F., 1990. Metal-enriched sites in South Central Africa. In: Shaw J.A. (Ed.). *Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects*. Boca Raton, FL, USA: CRC Press.
- Brooks R.R., Baker A.J.M. & Malaisse F., 1992. Copper flowers. *Natl. Geogr. Res. Explor.*, **8**(3), 338-351.
- Burel F. & Baudry J., 1999. *Écologie du paysage : concepts, méthodes et applications*. Paris : Tec & Doc.
- Forman R.T.T., 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge, MA, USA: Cambridge University Press.
- Forman R.T.T. & Godron M., 1981. Patches and structural components for landscape ecology. *Bioscience*, **31**(10), 733-740.
- Forman R.T.T. & Godron M., 1986. *Landscape ecology*. New York, NY, USA: John Wiley & Sons.
- Govaerts A., 2005. *Perception et représentation cognitive des espaces urbains et ruraux selon la méthode de Kevin Lynch*. Travail de fin d'études : École interfacultaire de Bioingénieurs, Université Libre de Bruxelles (Belgique).
- Legendre L. & Legendre P., 1979. *Écologie numérique : la structure des données écologiques*. Paris : Masson et Les Presses de l'Université du Québec.
- Leteinturier B., 2002. *Évaluation 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 (Belgique).
- Lynch K., 1960. *The image of the city*. Cambridge, MA, USA: MIT Press.
- Vranken I. et al., 2013. The spatial footprint of the non-ferrous mining industry in Lubumbashi. *Tropicultura*, **31**(1), 20-27.
- Zube E.H., Sell J.I. & Taylor J.G., 1982. Landscape perception: research, application and theory. *Landsc. Plan.*, **9**(1), 1-33.



# 15

---

## Interprétation paysagère du processus d'urbanisation à Lubumbashi : dynamique de la structure spatiale et suivi des indicateurs écologiques entre 2002 et 2008

Yannick USENI SIKUZANI, Marie ANDRÉ, Grégory MAHY, Sylvestre CABALA KALEBA, François MALAISSE, François MUNYEMBA KANKUMBI, Jan BOGAERT\*

Lubumbashi est l'une des grandes villes d'Afrique subsaharienne, avec un taux annuel de croissance démographique d'environ 5%. Cette croissance démographique engendre une expansion rapide du bâti associée à plusieurs problèmes environnementaux. La présente étude vérifie l'hypothèse selon laquelle l'expansion du bâti entraîne une réduction d'habitats naturels et crée des conditions favorables à l'expansion des colonies de *Tithonia diversifolia*, une espèce exotique invasive. À partir de deux images SPOT de 2002 et 2008, étayées par des missions de terrain, sept classes d'occupation du sol ont été obtenues et la fiabilité de la classification a été vérifiée. La dynamique paysagère a été mise en évidence à travers une matrice de transition, par le calcul d'indices de structure spatiale et l'identification des processus de transformation spatiale. Il ressort des résultats obtenus que le bâti couvrait 32% du paysage en 2008 contre 23% en 2002. Sa croissance, suivie de celle de *T. diversifolia* et d'une végétation anthropisée, s'opère au détriment des classes naturelles. L'effet de l'anthropisation s'est traduit par l'augmentation de l'indice de perturbation qui est ainsi passé de 1,9 à 3,3 en six ans, confirmant que, dans la zone d'étude, les classes naturelles enregistrent la suppression des taches parallèlement à l'agrégation et la création des taches de classes anthropiques. La région d'étude a subi des changements importants liés à la croissance urbaine, ce qui nécessite une mise en place de politiques efficaces d'aménagement et de gestion urbaine pour inverser cette tendance.

**Interpretation of the urbanization process in Lubumbashi (Democratic Republic of the Congo) at the landscape level: spatial pattern dynamics and ecological indicators from 2002 to 2008**

Lubumbashi is one of the fastest growing African cities with annual population growth rates of 5%. Its population growth leads to a rapid urban growth associated with several environmental problems. This study tests the hypothesis that the rapid built-up growth is followed by natural habitat decrease and that it creates favourable conditions for the spread of *Tithonia*

---

Bogaert J., Colinet G. & Mahy G., 2018. *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège – Agronomie-Gembloux.

*diversifolia*, an invasive species. From two SPOT satellite images from 2002 and 2008 supported by field visits, seven land cover classes were obtained and the accuracy of the classification was verified. Landscape dynamics have been analysed through a transition matrix, by calculating spatial pattern metrics and by the identification of the active spatial transformation processes. The results show that built-up areas covered 32% of the landscape in 2008 against 23% in 2002. Its growth, followed by *T. diversifolia* and anthropogenic vegetation, operates to the detriment of natural land covers. The human impact was illustrated by the increase of the disturbance index from 1.9 to 3.3 in 6 years, confirming the attrition of natural patches in parallel to the aggregation and creation of anthropogenic patches. The study area has undergone significant changes related to urban growth, which necessitates the development of efficient planning and management policies to reverse this trend.

## 1. Introduction

La population urbaine mondiale est passée de 14 % en 1900 à 54 % en 2014 (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2014) et, selon les projections, ce taux devrait être de 70 % en 2050 (Marzluff et al., 2008). Le processus d'urbanisation, considéré lent dans les pays développés (Turan et al., 2010), est cependant au cœur d'actualités dans les pays en développement (Vermeiren et al., 2012). Par la croissance des surfaces bâties, l'urbanisation exerce une pression importante sur les écosystèmes et ressources naturels (Alberti, 2005). Ce problème se pose avec acuité car les zones urbaines, qui n'occupent que près de six millions de km<sup>2</sup> de la surface terrestre, sont attendues d'augmenter de plus d'un million de km<sup>2</sup> d'ici 2030 (Tian et al., 2005).

En Afrique subsaharienne, on assiste à une croissance importante des villes consécutive à une démographie galopante (Kayembe et al., 2009; Vermeiren et al., 2012); ce qui ne va pas sans poser des questions d'ordre environnemental. En effet, consécutivement à l'expansion rapide des villes, il surgit dans cette région, sans contrôle ni assistance technique aucune, des zones d'habitats informels (Augustijn-Beckers et al., 2011) où la pauvreté des citoyens conduit à des pratiques très dégradantes des écosystèmes naturels (UN-Habitat, 2010). À titre d'exemple, en Afrique du Sud, McConnachie & Shackleton (2010) ont montré que les banlieues relativement pauvres se caractérisent par 14 fois moins de couvert végétal que les quartiers où le niveau de vie est plus élevé.

En Afrique subsaharienne, le changement d'utilisation du sol entraîne donc une dynamique de la structure spatiale des paysages matérialisée par la suppression de la couverture végétale et son remplacement par d'autres catégories d'occupation du sol (Bogaert et al., 2008). En effet, comparativement aux pays européens, les travaux de Kestemont et al. (2011) ont montré que les pays africains exercent une pression proportionnellement plus forte sur le changement d'utilisation du sol. Par ailleurs, les perturbations des écosystèmes créent des conditions favorables à l'expansion des espèces invasives (McKinney, 2006), à l'instar du tournesol mexicain (*Tithonia diversifolia* (Hemsley), A. Gray) reporté comme espèce exotique invasive (Tiébré et al., 2012). Pourtant, Vermeulen et al. (2011) s'accordent à dire que les éléments et formations

végétales présents dans les zones périphériques des villes vont devenir très importants pour le développement durable dans un avenir proche.

Comme dans d'autres villes d'Afrique subsaharienne, Lubumbashi enregistre une croissance démographique rapide (UN-Habitat, 2014). De 1984 à 2009, sa population a presque triplé passant de 600 000 (Nkuku Khonde & Rémon, 2006) à 1 500 000 habitants alors que sa surface bâtie a quintuplé dans la même période, passant de 37 km<sup>2</sup> à 170 km<sup>2</sup> (Munyemba Kankumbi & Bogaert, 2014). Dans cette ville, le rythme et les formes actuelles de l'urbanisation entraînent des difficultés et dysfonctionnements dans la planification de l'occupation du sol (Mulongo et al., 2014).

La maîtrise des changements spatiaux rapides induits par l'urbanisation est cruciale afin d'éclairer les conséquences écologiques et de minimiser les impacts d'une urbanisation anarchique (Ramachandra et al., 2013). Pour cette raison, cette étude a pour objectif de caractériser le processus d'urbanisation à Lubumbashi à partir de la télédétection couplée aux méthodes de l'écologie du paysage. Nous vérifions l'hypothèse selon laquelle la croissance urbaine entraîne une réduction d'habitats naturels et crée des conditions favorables à l'expansion de *Tithonia diversifolia*, une espèce exotique invasive.

## 2. Milieu, matériel et méthodes

### 2.1. Milieu d'étude : la ville de Lubumbashi et sa zone périphérique

La ville de Lubumbashi, née de la mise en valeur des gisements cuprifères (Chapelier, 1957), est située au sud-est de la République Démocratique du Congo (11°39'S et 27°28'E) et est le chef-lieu de la province du Haut-Katanga. La ville est composée de 43 quartiers répartis dans les communes de Lubumbashi, Kenya, Kampemba, Katuba, Kamalondo, Ruashi et Annexe. Le climat est du type Cw selon le système de classification de Köppen (Bultot, 1950), caractérisé par une saison de pluie (de novembre à mars) et une saison sèche (mai à septembre); avril et octobre constituent les mois de transition. Les précipitations annuelles s'élèvent à 1 270 mm et la température moyenne annuelle est d'environ 20 °C (Leblanc & Malaisse, 1978). La végétation primaire de la ville de Lubumbashi est la forêt claire du type *miombo* (Malaisse, 1997), actuellement soumise à une forte anthropisation à proximité de la ville (Munyemba Kankumbi & Bogaert, 2014). La couverture pédologique est du type ferrallitique avec un pH<sub>eau</sub> oscillant autour de 5,2 (Kasongo et al., 2013). La ville est située sur une surface d'aplanissement, accidentée par quelques collines d'orientation nord-ouest sud-est et de faible dénivellation (Leblanc & Malaisse, 1978). Le site urbain et périurbain de Lubumbashi se trouve entre 1 200 et 1 300 m d'altitude.

### 2.2. Matériel et méthodes

#### 2.2.1. Données

La zone d'étude de 1 030 km<sup>2</sup>, couvrant la ville de Lubumbashi et son hinterland, a été isolée sur deux images satellitaires SPOT du 16/07/2002 et du 18/06/2008 (résolution spatiale : 10 m) (Images Spot © CNES (2012), distribution Spot Image

S.A). Un GPS a servi pour la reconnaissance des classes d'occupation du sol durant les travaux de terrain. Les logiciels SAGA GIS 2.1.2. et ArcView GIS 3.3 ont été utilisés pour le traitement des données.

### 2.2.2. *Classification des occupations du sol et évaluation de la précision de classification*

Une classification supervisée, validée après vérification des classes d'occupation du sol sur le terrain, a été effectuée par l'algorithme de maximum de vraisemblance (Mama et al., 2013). Des enquêtes de terrain, des entretiens, les connaissances locales et l'expérience de la zone d'étude ont été utilisés comme données de référence dans le choix des zones d'entraînement.

Le choix des classes d'occupation du sol est important parce qu'il influence les résultats et les interprétations ultérieures (Zhou & Wang, 2011). Pour ce faire, compte tenu de la résolution spatiale des images acquises et de l'objectif de l'étude, les occupations du sol ont été classées en «bâti», «sol nu», «végétation anthropisée» (champs, savanes herbeuses, gazon, jeunes jachères), «*Tithonia diversifolia*» (les colonies de tournesol mexicain), «forêt» (forêt claire, forêt dense sèche, forêt galerie, savanes boisées, vieille jachère), «marécages» et «eau». Les classes «bâti», «*T. diversifolia*» et «végétation anthropisée» constituent les classes anthropiques, alors que les classes «forêt» et «marécages» constituent les classes naturelles. L'indice Kappa ( $\kappa$ ) a été appliqué pour vérifier la fiabilité de la classification (Skupinski et al., 2009).

### 2.2.3. *Mise en évidence de la dynamique de la structure spatiale*

Pour réduire l'effet «poivre et sel» observé, un filtre majoritaire à l'aide d'une fenêtre de  $3 \times 3$  pixels a été appliqué comme technique de lissage (Armenteras et al., 2013). En effet, O'Neill et al. (1996) recommandent une taille minimale de tache de 2 à 5 fois plus grande que la résolution des pixels. Les deux images ainsi apprêtées et comparables ont été utilisées pour la mise en évidence des changements entre 2002 et 2008.

Afin d'étudier les rapports entre la structure spatiale du paysage et les processus écologiques en termes quantifiables (Bogaert & Mahamane, 2005), des indices de structure spatiale ont été calculés, à savoir : l'aire maximale ( $a_{max}$ ), l'aire moyenne ( $a$ ), l'aire médiane ( $a_m$ ), l'aire totale ( $a_t$ ), l'indice de dominance ( $D$ ) défini comme le rapport entre l'aire de la plus grande tache de la classe d'occupation du sol et l'aire totale de la même classe (McGarigal et al., 2002), le périmètre total ( $p$ ), le nombre de taches par classe d'occupation du sol ( $n$ ) et l'indice de perturbation ( $U$ ) défini comme le rapport de l'aire cumulative des classes anthropiques dans le paysage et de l'aire cumulative des classes naturelles (O'Neill et al., 1988).

Par ailleurs, l'arbre de décision de Bogaert et al. (2004), basé sur les éléments principaux de la configuration du paysage que sont le nombre de taches, l'aire totale et le périmètre total (Bogaert & Mahamane, 2005), a été appliqué pour identifier les processus de transformation spatiale des classes naturelles et anthropiques (Barima et al., 2009).

Enfin, une matrice de transition a été créée pour identifier les fréquences de transition entre classes au cours de l'intervalle de temps étudié. Cette matrice, obtenue par superposition des cartes d'occupation du sol, indique : i) la proportion de l'occupation du sol en 2002 (lignes) qui a changé en une autre catégorie d'occupation du sol en 2008 (colonnes) et, ii) la stabilité éventuelle des classes sur la diagonale.

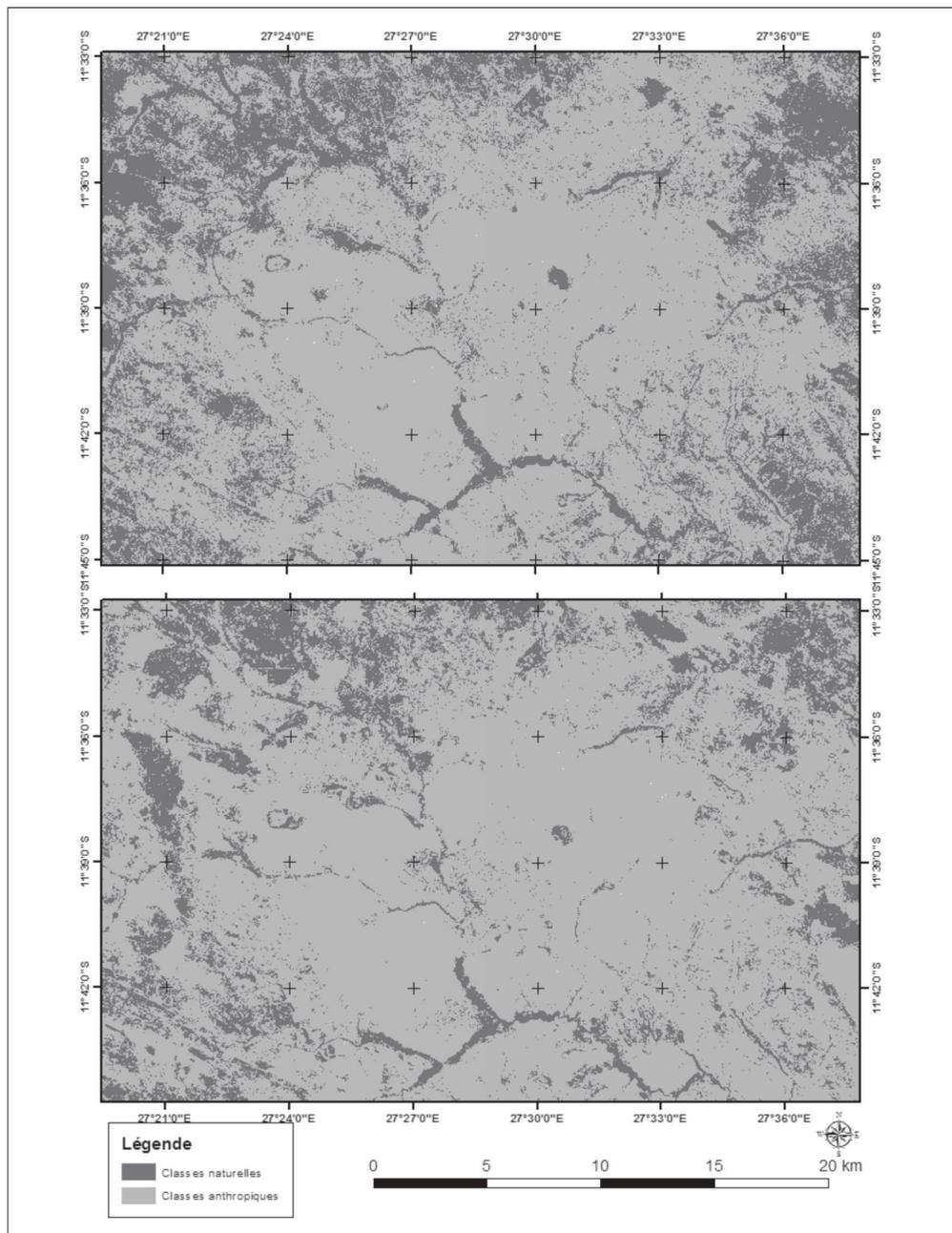
### 3. Résultats

#### 3.1. Cartographie de l'occupation du sol à Lubumbashi de 2002 à 2008

La classification des images SPOT a permis d'obtenir deux cartes montrant l'évolution des classes anthropiques et naturelles entre 2002 et 2008 (Figure 1), illustrant ainsi l'évolution de la perturbation du paysage. Les résultats de l'analyse de la performance de la classification donnent pour chacune des images classifiées des valeurs de précision globale de 87,3% et 86,9% et des valeurs de  $\kappa$  de 75,3% et 74,1% respectivement pour les deux périodes de l'étude (Tableaux 1 et 2). Les classes «forêt» et «eau» ( $Pr = 100\%$ ) sont celles qui n'ont pas été affectées par les échantillons des autres classes. Par contre, la classe «sol nu» semble avoir été plus souvent confondue avec d'autres classes. L'analyse visuelle des cartes montre une diminution de la couverture des classes naturelles en 2008 au détriment des classes anthropiques, par rapport à la situation de 2002. Dans la suite de l'analyse, les classes «eau» et «sol nu» ne seront plus considérées étant donné leur faible proportion dans le paysage (< 5%).

**Tableau 1.** Matrice de confusion de la classification de l'image SPOT de 2002. Tit : *Tithonia diversifolia*; VA : végétation anthropisée; Mar : marécages; Pu : la précision de l'utilisateur; Pr : la précision du réalisateur.

Nombre d'échantillons Données de références	Données classifiées							Total	Pr (%)
	Bâti	Sol nu	Tit	VA	Mar	Forêt	Eau		
Bâti	14	6	0	0	0	0	0	20	70,0
Sol nu	6	12	9	0	0	0	0	27	44,4
Tit	0	0	210	2	0	0	0	212	99,0
VA	0	0	11	10	4	0	0	25	41,6
Mar	0	0	0	3	11	0	0	14	78,6
Forêt	0	0	0	0	0	15	0	15	100,0
Eau	0	0	0	0	0	0	10	10	100,0
Total	20	18	230	15	15	15	10	323	
Pu (%)	70,0	66,7	91,3	66,7	73,3	100,0	100,0	Précision globale = 87,3% $\kappa = 75,3\%$	



**Figure 1.** Évolution des classes naturelles et anthropiques dans le paysage urbain de Lubumbashi de 2002 (en haut) à 2008 (en bas).

**Tableau 2.** Matrice de confusion de la classification de l'image SPOT de 2008. Tit : *Tithonia diversifolia*; VA : végétation anthropisée; Mar : marécages; Pu : la précision de l'utilisateur; Pr : la précision du réalisateur.

Nombre d'échantillons Données de références	Données classifiées							Total	Pr (%)
	Bâti	Sol nu	Tit	VA	Mar	Forêt	Eau		
Bâti	15	3	0	0	2	0	0	20	70,0
Sol nu	5	11	15	0	0	0	0	31	44,4
Tit	0	4	210	3	1	0	0	218	99,0
VA	0	0	5	11	3	0	0	19	41,6
Mar	0	0	0	1	9	0	0	10	78,6
Forêt	0	0	0	0	0	15	0	15	100,0
Eau	0	0	0	0	0	0	10	10	100,0
Total	20	18	230	15	15	15	10	323	
Pu (%)	70,0	66,7	91,3	66,7	73,3	100,0	100,0		Précision globale = 86,9% $\kappa = 74,1\%$

### 3.2. Dynamique de composition

Le paysage est resté dominé par la végétation anthropisée, avec des couvertures respectives de 43 107 et 44 308 ha en 2002 et 2008. Cette dernière a constitué la classe la plus stable, avec 34 094 ha. Entre ces deux périodes, les transformations les plus importantes ont été la croissance des aires totales des classes anthropiques et la réduction de celles des classes naturelles (Tableau 3). Entre 2002 et 2008, 2 308 ha de forêt ont évolué vers le bâti, 8 609 ha en végétation anthropisée et 682 ha ont été colonisés par *T. diversifolia*. Par ailleurs, 2 093 ha de marécages ont évolué vers le bâti et 288 ha en végétation anthropisée. Pendant ce temps, la croissance de *T. diversifolia* s'opère dans la zone bâtie et au détriment de la forêt et de la végétation anthropisée. Les valeurs présentées dans la matrice de transition ont été arrondies et par conséquent les faibles valeurs de remplacement des marécages par les taches de *Tithonia* ont été considérées comme égales à zéro. En somme, on observe quatre grands processus qui se sont déroulés dans le paysage en six ans. Premièrement, la stabilité relative de la végétation anthropisée. Deuxièmement la dégradation des écosystèmes naturels, traduite par la réduction de l'aire totale des forêts et marécages. Troisièmement, l'expansion légère de *T. diversifolia*. Et, enfin, l'expansion du bâti considérée comme le phénomène le plus dominant.

**Tableau 3.** Matrice de transition illustrant la surface des classes (ha), la transformation de leur aire entre 2002 (rangées) et 2008 (colonnes). Les valeurs des classes «sol nu» et «eau» ne sont pas présentées et par conséquent la somme des valeurs des lignes et colonnes ne correspond pas aux aires totales des classes sur les deux périodes d'étude.

	Bâti	Végétation anthropisée	<i>T. diversifolia</i>	Forêt	Marécages	Total 2002
Bâti	21 206	1035	390	356	315	23 331
Végétation anthropisée	1 624	34 094	233	1 594	693	43 107
<i>T. diversifolia</i>	902	164	206	20	3	1 385
Forêt	2 308	8 609	682	17 302	309	29 807
Marécages	2 093	288	0	712	2 575	5 076
Total 2008	33 122	44 308	1 513	19 996	3 721	

### 3.3. Évolution de la configuration du paysage lushois de 2002 à 2008

Les grandes taches de forêts et de *T. diversifolia* ont été morcelées entre 2002 et 2008, ce qui se traduit par la diminution de leur valeur de  $D$  (Tableaux 4 et 5). Pour le bâti, la valeur de  $D$  est passée de 50% en 2002 à 70% en 2008, traduisant une augmentation relative de la taille des grandes taches dans le paysage. La végétation anthropisée et les marécages ont connu une stabilité de la dominance de leurs grandes taches. À côté de la dominance, la tendance à l'anthropisation du paysage est confirmée également par la diminution des aires maximales des taches des classes naturelles et une nette progression des grandes taches des classes anthropiques; sauf pour *T. diversifolia* (Tableau 4). L'aire médiane augmente pour le bâti et pourrait par conséquent traduire une fusion de petites taches en 2008. En revanche, les classes «forêt» et «*T. diversifolia*» enregistrent une diminution de l'aire médiane; une stabilité pour les marécages est aussi observée. Enfin, le tableau révèle que l'aire moyenne diminue pour toutes les classes, sauf pour le bâti dont l'aire moyenne a quasiment doublé en six ans (Tableau 4).

**Tableau 4.** Évolution de l'aire (ha) moyenne, maximale et médiane de taches de différentes classes d'occupation du sol entre 2002 et 2008.  $a$  : aire moyenne;  $a_{max}$  : aire maximale;  $a_m$  : aire médiane.

Classes d'occupation du sol	$a$		$a_{max}$		$a_m$	
	2002	2008	2002	2008	2002	2008
Bâti	1,34	2,24	10984,0	23803,5	0,2	0,3
Végétation anthropisée	1,45	1,08	10631,7	11708,7	0,2	0,2
<i>T. diversifolia</i>	0,05	0,04	8,2	2,2	0,4	0,1
Forêt	0,70	0,54	6887,9	1928,1	0,2	0,1
Marécages	0,31	0,23	178,2	141,6	0,1	0,1

Les classes anthropiques enregistrent l'agrégation et la création comme processus de transformation spatiale, justifiée par l'augmentation de l'aire totale suivie d'une diminution ou augmentation du nombre de taches. En revanche, pour les classes naturelles, une diminution du nombre de taches a été notée en 2008 par rapport à 2002. Le processus de transformation spatiale observé pendant cette période est la suppression (Tableau 5), traduisant ainsi l'importance du phénomène de dégradation du milieu et donc de l'anthropisation des classes naturelles. Cette tendance à l'anthropisation du paysage est confirmée par l'évolution de l'indice de perturbation ( $U$ ) qui est passé de 1,9 à 3,3 en six ans, montrant que les taches des classes naturelles sont davantage remplacées par les taches anthropiques dans le paysage.

**Tableau 5.** Indices de configuration des classes d'occupation du sol en 2002 et 2008 dans le paysage urbain de Lubumbashi. PTS : processus de transformation spatiale; A : agrégation; C : création; S : suppression;  $n$  : nombre de taches;  $p$  : périmètre total (km);  $D$  : indice de dominance (%).

Classes d'occupation du sol	$n$		$p$		$D$		PTS
	2002	2008	2002	2008	2002	2008	
Bâti	17 735	15 031	15 221,6	11 468,5	50	70	A
Végétation anthropisée	29 631	27 057	21 133,1	12 553,1	30	30	A
<i>T. diversifolia</i>	27 760	35 623	2 608,1	2 408,7	1	0	C
Forêt	43 622	39 077	14 707,9	9 340,4	20	9	S
Marécages	15 068	13 683	8 475,1	4 007,3	4	4	S

## 4. Discussion

### 4.1. Approche méthodologique

L'urbanisation est un processus d'expansion spatiale des zones urbaines par l'évolution de l'utilisation du sol, ce qui entraîne le changement de structure spatiale et des processus écologiques des paysages (Antrop, 2001). L'évaluation des propriétés des paysages découle de l'hypothèse centrale de l'écologie du paysage, le *pattern/process paradigm*, selon lequel les processus paysagers et écologiques dépendent des patrons spatiaux et vice versa (Bogaert et al., 2004; Bogaert & André, 2013). Pour vérifier cette hypothèse centrale à Lubumbashi, l'impact de l'urbanisation sur les écosystèmes naturels a été évalué à partir des images SPOT à moyenne résolution spatiale.

La classification supervisée des images SPOT a donné des valeurs de précision acceptables selon l'échelle donnée antérieurement par Skupinski et al. (2009). En effet, dans une étude de l'occupation des sols, lorsque l'indice de Kappa évalué dans les opérations de classification est supérieur à 61 %, la classification adoptée est considérée recevable et les résultats peuvent être judicieusement utilisés (Jessen et al., 1994). La qualité de la classification peut s'expliquer par le regroupement des formations végétales anthropisées en une seule classe et la saison d'acquisition des images satellitaires (Barima et al., 2010; Mama et al., 2013). Toutefois, certaines taches de sols nus ont été confondues avec du bâti lors de l'évaluation de la classification, sans affecter significativement la fiabilité de la classification. Cette source de biais de classification a déjà été signalée par Vermeiren et al. (2012) dans l'étude sur la simulation de la croissance urbaine à Kampala.

La conversion des paysages naturels sous l'influence de l'urbanisation entraîne des changements irréversibles dans la configuration spatiale des paysages (Breuste et al., 2008), dont la quantification nécessite l'utilisation des indices de structure spatiale (Herold et al., 2003). Le choix des indices a porté sur le nombre des taches, l'aire (des taches et des classes) et le périmètre. Ces indices sont considérés comme les éléments essentiels de la configuration du paysage (Bogaert & Mahamane, 2005). En outre, l'indice de perturbation (O'Neill et al., 1988) a été appliqué en vue de quantifier la dégradation des écosystèmes naturels.

Les transformations spatiales des classes naturelles et anthropiques ont été mises en évidence à travers l'arbre de décision de Bogaert et al. (2004). Cette méthode de détermination des processus de transformation structurale du paysage présente de nombreux avantages tels que la simplicité et la rapidité d'exécution (Bogaert et al., 2004; Barima et al., 2009). Par ailleurs, Zhou & Wang (2011) suggèrent en plus l'utilisation des matrices de transition pour quantifier la dégradation des écosystèmes sous l'influence de l'urbanisation. Ainsi, la matrice de transition a permis de réaliser le potentiel de monitoring de l'urbanisation à travers la dynamique spatio-temporelle d'une espèce invasive et des classes naturelles.

#### 4.2. Urbanisation et dynamique paysagère

Les résultats de la dynamique de composition montrent que la croissance des classes anthropiques se fait au détriment des classes naturelles. Le constat le plus remarquable dans l'évolution de l'occupation du sol est l'évolution grandissante du bâti qui s'accompagne d'une suppression d'habitats naturels. En effet, avec un taux annuel de croissance urbaine de 7%, les résultats suggèrent que la ville croît plus rapidement que la population (5% par an entre 2010-2015) (UN-Habitat, 2014). Comparées à d'autres villes en Afrique subsaharienne, le taux annuel de croissance urbaine était de 4% entre 1995 et 2005 à Kinshasa (Kayembe et al., 2009), 6,5% à Harare entre 1984 et 2013 (Kamusoko et al., 2013) et 21,1% à Kampala entre 1989 et 2010 (Vermeiren et al., 2012). Cela confirme la croissance urbaine relativement rapide observée en Afrique subsaharienne par UN-Habitat (2014). Toutefois, cette croissance des vastes surfaces urbaines discontinues et à faible densité de population dans les zones rurales autour des villes (Briggs & Mwamfupe, 2001) conduit au phénomène de dédensification des villes tel qu'observé par Angel et al. (2011) dans la plupart des villes du monde.

Nos résultats montrent une conversion de formations naturelles en espace bâti. Cette situation a été reportée antérieurement à Lubumbashi (Frauman, 2004; Munyemba Kankumbi & Bogaert, 2014) et des observations similaires ont été faites dans d'autres villes (Bamba et al., 2010a; Diallo & Bao, 2010; Ouedraogo et al., 2010). En effet, la forêt a régressé de 33% en six ans, soit une moyenne annuelle de 5,5%, supérieure au taux de régression annuel de 1,4% rapporté par Munyemba Kankumbi & Bogaert (2014) entre 1956 et 2009. Cette différence de taux de régression des forêts se justifie par la différence d'étendue entre notre étude et celle de Munyemba Kankumbi & Bogaert (2014), montrant ainsi l'importance de l'échelle spatiale en écologie du paysage (Bogaert & Mahamane, 2005). En effet, notre milieu d'étude renferme moins de zones rurales et, par conséquent, l'impact de l'urbanisation sur les écosystèmes des zones périphériques est plus significatif.

Outre le couvert forestier, nos résultats montrent également une régression des marécages à un taux annuel de 4,5%. Les corridors marécageux régressent au profit du bâti et cette perturbation pourrait les rendre susceptibles d'être envahis par les colonies de *T. diversifolia*. Ces résultats confirment d'une part les conclusions d'Adeoye (2012) qui indique une progression du bâti sur les espaces marécageux au Nigeria et,

de l'autre, celles de Bigirimana (2012) qui signale la présence des espèces invasives dans les marécages de Bujumbura (Burundi).

La méthode de détermination des processus de transformation structurale du paysage par l'arbre de décision de Bogaert et al. (2004) a révélé que la forêt et les marécages subissent une suppression en faveur de la création et l'agrégation des classes anthropiques. Les diverses pressions anthropiques et la croissance urbaine seraient les principales causes de cette dégradation des écosystèmes naturels. Les résultats obtenus reflètent la réalité de la tendance de la dynamique du paysage à Lubumbashi où la croissance démographique s'accompagne de besoins élevés en espaces (Nkuku Khonde & Rémon, 2006) et en ressources (Munyemba Kankumbi & Bogaert, 2014). De plus, nos résultats corroborent les conclusions de Bogaert et al. (2011) qui indiquent que les classes anthropiques, entre autres les zones urbaines ou industrielles et les cultures, enregistrent des processus de transformations spatiales différents de ceux des classes naturelles. Toutefois, une faible tendance à la régénération de forêts a été enregistrée dans la matrice de transition (13%). À ce niveau, il convient de signaler que la conversion du bâti en forêt est attribuable à la confusion entre le bâti (constitué entre autres des routes en terre battue) et le sol nu lors de la classification. Il s'agirait en effet d'une présence d'arbres d'ornement sur des sols nus bordant certaines routes, notamment les plantations d'*Acacia* sp. mises en place par la municipalité. Toutefois, cette tendance de la conversion du bâti en végétation est signalée par Frauman (2004) comme une présence de la végétation hydrophile herbacée que la classification ne permet pas de différencier des forêts.

La progression des classes anthropiques modifie la composition du paysage lushois, ce qui se traduit par l'augmentation de l'indice de perturbation entre 2002 et 2008. Ces résultats corroborent ceux de Munyemba Kankumbi & Bogaert (2014) qui indiquent une anthropisation progressive des paysages dans la région de Lubumbashi entre 1956 et 2009. Une tendance similaire a été observée dans d'autres villes africaines (Jansen et al., 2008; Bamba et al., 2010b; Ouedraogo et al., 2010). Mama et al. (2014) indiquent que les pressions humaines actuelles sur les ressources forestières sont en rupture avec les capacités de régénération des formations végétales naturelles qui sont ainsi sérieusement menacées.

Par ailleurs, dans ce paysage fortement anthropisé, les colonies de *T. diversifolia* ont enregistré une croissance de 9% entre 2002 et 2008. En effet, l'anthropisation des paysages s'accompagne de changements de composition et configuration (Breuste et al., 2008) et certaines espèces, les espèces invasives notamment, profitent de ces dégradations pour coloniser de nouveaux habitats (Vanderhoeven et al., 2005). Toutefois, la progression relativement modeste de *T. diversifolia* est due au fait que l'espèce est souvent rasée sur les terrains vagues pour ériger le bâti, en même temps qu'elle s'installe sur de nouveaux sites perturbés. En plus, le milieu d'étude inclut également les éléments ruraux alors que l'espèce est notamment plus concentrée en zone (péri)urbaine. Par conséquent, l'aire totale de *T. diversifolia* est importante comme indicateur de l'anthropisation du paysage; ce qui implique que sa structure spatiale dans le paysage est davantage déterminée par les actions anthropiques que par les processus naturels.

### 4.3. Implications pour l'aménagement des zones vertes en milieux urbain et périurbain

Notre étude a révélé que la ville de Lubumbashi s'étend au détriment des écosystèmes naturels présents autour de la ville, ce qui est typique pour la plupart des villes des pays en développement en général (Bogaert et al., 2014) et plus particulièrement des villes congolaises telles que Kisangani (Bamba et al., 2010b), Kinshasa (Vermeulen et al., 2011), Mweka et Moba (Potapov et al., 2012). En effet, les transformations spatiales rapides, entraînées par l'expansion urbaine rapide à Lubumbashi, sont responsables de la suppression des forêts et marécages en même temps que de la propagation de *T. diversifolia*. Cela a des profondes implications pour la gestion des écosystèmes naturels à Lubumbashi, de même que des terres agricoles présentes autour de la ville (Nkuku Khonde & Rémon, 2006). En effet, au Bénin, les études de Toyi et al. (2013) ont montré que la vitesse de l'anthropisation des paysages est telle que les plantations d'arbres ne pourront même pas compenser les pertes de formations végétales boisées dans les décennies à venir.

Les résultats de notre étude impliquent que les écosystèmes qui résistent à la pression de l'urbanisation et ceux colonisés par les espèces invasives ne pourraient pas remplir des fonctions écologiques fournies par les écosystèmes originels, cela suite à la différence de structure et composition des espèces (Li et al., 2013). Par conséquent, il est important de conserver les écosystèmes naturels dans le paysage urbain à Lubumbashi où la faiblesse de l'organisation et de l'administration de l'espace urbain est criante (GROUPE HUIT, 2009).

Ainsi, tout plan d'aménagement durable devra intégrer des zones vertes dans et autour de la ville de Lubumbashi, étant donné que la végétation influence directement le sol et le climat urbain (Alberti, 2005) et fournit des services écosystémiques bénéfiques aux citoyens (Bolund & Hunhammar, 1999). En effet, la suppression du couvert végétal entraîne une recrudescence d'inondations, l'augmentation de la température et la dégradation des écosystèmes naturels en augmentant ainsi leur sensibilité aux invasions biologiques (Bolund & Hunhammar, 1999; Zhou et al., 2004; Alberti, 2005).

Les débats sur l'urbanisme durable, intégrant la nature dans le développement urbain, sont plus que des sujets d'actualité en Afrique subsaharienne où il a été démontré que la proportion du couvert végétal diminue rapidement (Cilliers et al., 2013). Pourtant, avec des politiques efficaces d'aménagement et de planification des infrastructures vertes, les villes pourraient jouer un grand rôle dans le maintien des espèces et la fourniture des services écosystémiques (Hostetler et al., 2011). Il est donc important de pouvoir concilier ces résultats de l'anthropisation des paysages avec la politique d'aménagement de la municipalité dans l'optique d'un développement durable.

## 5. Conclusions

Ce travail avait pour objectif l'interprétation du processus d'urbanisation dans la ville de Lubumbashi entre 2002 et 2008, à partir des méthodes d'écologie du paysage associées à la télédétection et aux Systèmes d'Informations Géographiques.

Nos résultats confirment que la zone d'étude comporte des milieux dynamiques et en forte mutation. L'équilibre écologique des forêts et marécages est fortement perturbé par l'expansion du bâti, de *T. diversifolia* et de la végétation anthropisée. Trois grands processus de transformation spatiale ont été identifiés : l'agrégation du bâti et de la végétation anthropisée, la création de nouvelles taches de *T. diversifolia*, et la suppression des marécages et des forêts. La configuration spatiale du paysage a changé en six ans, en dépit du fait que la matrice du paysage est restée dominée par la végétation anthropisée. Le taux de croissance annuel du bâti est de 7% alors que la forêt et les marécages ont régressé à des taux annuels de 5,5% et 4,5% respectivement, durant la même période.

La matrice de transition révèle que la croissance du bâti s'est principalement opérée au détriment de la végétation anthropisée, de la forêt et des marécages. En revanche, la réduction du nombre de taches et des aires totales des classes naturelles parallèlement à la progression des classes anthropiques traduit une anthropisation du paysage urbain de Lubumbashi.

Ces informations devraient permettre aux décideurs et aux aménageurs du territoire de prendre des mesures adéquates pour inverser la tendance actuelle de l'urbanisation en vue de préserver les écosystèmes naturels, tout en empêchant la propagation de *T. diversifolia*.

## Remerciements

Les auteurs remercient l'ARES-CCD pour l'appui financier à cette étude par le PRD CCPGU et pour la bourse de thèse de S. Cabala (programme AI-UNILU).

## Bibliographie

- Adeoye O.N., 2012. Spatio-temporal analysis of land use/cover change of Lokoja – A confluence town. *J. Geogr. Geol.*, **4**(4), 40-51.
- Alberti M., 2005. The effects of urban patterns on ecosystem functions. *Int. Reg. Sci. Rev.*, **28**(2), 168-192.
- Angel S., Parent J., Civco D.L. & Blei A., 2011. *Making room for a planet of cities*. Cambridge, MA, USA: Policy focus Report, Lincoln Institute of Land Policy.
- Antrop M., 2001. The language of landscape ecologists and planners. A comparative content analysis of concepts used in landscape ecology. *Landscape Urban Plan.*, **55**, 163-173.
- Armenteras D., Rodriguez N. & Retana J., 2013. Landscape dynamics in Northwestern Amazonia: an assessment of pastures, fire and illicit crops as drivers of tropical deforestation. *PLoS ONE*, **8**(1), e54310.
- Augustijn-Beckers E.W., Flacke J. & Retios B., 2011. Simulating informal settlements growth in Dar es Salaam, Tanzania: an agent-based housing model. *Comput. Environ. Urban Syst.*, **35**, 93-103.
- Bamba I., Barima Y.S.S. & Bogaert J., 2010a. Influence de la densité de la population sur la structure spatiale d'un paysage forestier dans le bassin du Congo en République Démocratique du Congo. *Trop. Conserv. Sci.*, **3**(1), 31-44.
- Bamba I., Yedmel M.S. & Bogaert J., 2010b. Effets des routes et des villes sur la forêt dense dans la province orientale de la République Démocratique du Congo. *Eur. J. Sci. Res.*, **43**(3), 417-429.

- Barima Y.S.S. et al., 2009. Dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane ivoirienne. *Bois For. Trop.*, **299**(1), 15-25.
- Barima Y.S.S. et al., 2010. Modélisation de la dynamique du paysage forestier dans la région de transition forêt-savane à l'est de la Côte d'Ivoire. *Télédétection*, **9**(2), 129-138.
- Bigirimana J., 2012. *Plant diversity pattern, processes and conservation value in Bujumbura (Burundi), an urban ecology study in subsahara Africa*. Thèse de doctorat : Université Libre de Bruxelles, Bruxelles.
- Bogaert J., Ceulemans R. & Salvador-Van Eysenrode D., 2004. Decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. *Environ. Manage.*, **33**, 62-73.
- Bogaert J. & Mahamane A., 2005. Écologie du paysage : cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Ann. Sci. Agron. Bénin*, **7**, 39-68.
- Bogaert J. et al., 2008. Fragmentation of forest landscapes in Central Africa: causes, consequences and management. In: Laforteza R., Chen R., Sanesi G. & Crow Th.R. (Eds). *Patterns and processes in forest landscapes: multiple use and sustainable management*. Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Bogaert J. et al., 2011. A methodological framework to quantify anthropogenic effects on landscape pattern. In: Hong S-K., Wu J., Kim J-E. & Nakagoshi N. (Eds). *Landscape ecology in Asian cultures*. Tokyo: Springer Japan.
- Bogaert J. & André M., 2013. L'écologie du paysage : une discipline unificatrice. *Tropicultura*, **31**(1), 1-2.
- Bogaert J., Vranken I. & André M., 2014. Anthropogenic effects in landscapes: historical context and spatial pattern. In: Hong S-H., Bogaert J. & Min Q. (Eds). *Biocultural landscapes. Diversity, functions and values*. Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Bolund P. & Hunhammar S., 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecol. Econ.*, **29**, 293-301.
- Breuste J., Niemela J. & Snep R.P.H., 2008. Applying landscape ecological principles in urban environments. *Landscape Ecol.*, **23**(10), 1139-1142.
- Briggs J. & Mwamfupe D., 2001. The changing nature of the periurban zone in Africa: evidence for Dar-Es-Salaam, Tanzania. *Scott. Geogr. J.*, **115**, 269-282.
- Bultot F., 1950. *Carte des régions climatiques du Congo Belge établie d'après les critères de Köppen*. Bruxelles : Institut National pour l'Étude Agronomique au Congo-Belge, Bureau climatique.
- Chapelier A., 1957. *Elisabethville, essai de géographie urbaine*. Tome VI, fasc. 5. Bruxelles : Académie Royale des Sciences Coloniales, Classes des Sciences Naturelles et Médicales.
- Cilliers S., Cilliers J., Lubbe R. & Siebert S., 2013. Ecosystem services of urban green spaces in African countries – perspectives and challenges. *Urban Ecosyst.*, **16**, 681-702.
- Diallo B.A. & Bao Z., 2010. Land cover change assessment using remote sensing: case study of Bamako, Mali. *Researcher*, **2**(4), 7-17.
- Frauman E., 2004. L'agriculture périurbaine. In : Petit P. (Ed.). *Byakula. Approche socio-anthropologique de l'alimentation à Lubumbashi*. Bruxelles : Académie Royale des Sciences d'Outre-Mer.
- GROUPE HUIT, 2009. *Élaboration du plan urbain de référence de Lubumbashi*. Rapport final. Kinshasa : Ministère infrastructures, travaux publics et reconstruction.
- Herold M., Goldstein N.C. & Clarke K.C., 2003. The spatiotemporal form of urban growth: measurement, analysis and modeling. *Remote Sensing Environ.*, **86**, 186-302.
- Hostetler M., Allen W. & Meurk C., 2011. Conserving urban biodiversity creating green infrastructure is only the first step. *Landscape Urban Plan.*, **100**, 369-371.
- Jansen L.J.M., Bagnoli M. & Focacci M., 2008. Analysis of land-cover/use change dynamics in Manica Province in Mozambique in a period of transition (1990-2004). *Forest Ecol. Manage.*, **254**, 308-326.

- Jessen L.I.F., Frans J.M. & Wel V.D., 1994. Accuracy assessment of satellite derived land-cover data: a review. *Photogramm. Eng Remote Sens.*, **60**, 410-432.
- Kamusoko C., Gamba J. & Murakami H., 2013. Monitoring urban spatial growth in Harare Metropolitan province, Zimbabwe. *Advances Remote Sens.*, **2**, 322-331.
- Kasongo L.M.E. et al., 2013. Réponse de la culture de soja (*Glycine max* L. (Merril)) à l'apport des biomasses vertes de *Tithonia diversifolia* (Hemsley) A. Gray comme fumure organique sur un Ferralisol à Lubumbashi, R.D. Congo. *J. Appl. Biosci.*, **63**, 4727-4735.
- Kayembe W.-K.M., De Maeyer M. & Wolff E., 2009. Cartographie de la croissance urbaine de Kinshasa (R.D. Congo) entre 1995 et 2005 par télédétection satellitaire à haute résolution. *Belgeo*, **3-4**, 439-455.
- Kestemont B., Frendo L. & Zaccari E., 2011. Indicators of development on environment: a comparison of Africa and Europe. *Ecol. Indic.*, **11**, 848-856.
- Leblanc M. & Malaisse F., 1978. *Lubumbashi, un écosystème urbain tropical*. Lubumbashi, RDC : Centre International de Sémiologie, Université Nationale du Zaïre.
- Li X. et al., 2013. Spatio-temporal pattern of urbanization in Shanghai, China between 1989 and 2005. *Landscape Ecol.*, **28**, 1545-1565.
- Malaisse F., 1997. *Se nourrir en forêt claire africaine. Approche écologique et nutritionnelle*. Gembloux, Belgique : Les Presses agronomiques de Gembloux.
- Mama A. et al., 2013. Anthropisation et dynamique des paysages en zone soudanienne au nord du Bénin. *Tropicultura*, **31**(1), 78-88.
- Mama A. et al., 2014. Déforestation, savanisation et développement agricole des paysages des savanes-forêts dans la zone soudano-guinéenne du Bénin. *Bois Forêts Trop.*, **322**, 65-75.
- Marzluff J.M. et al., 2008. *Urban ecology. An international perspective on the interaction between human and nature*. New York, NY, USA : Springer.
- McConnachie M.M. & Shackleton C.M., 2010. Public green space inequality in small towns in South Africa. *Habitat Int.*, **34**, 244-248.
- McGarigal K., Ene E. & Holmes C., 2002. *FRAGSTATS (Version 3): FRAGSTATS Metrics*. Amherst, MA, USA: University of Massachusetts-Produced Program.
- McKinney M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol. Conserv.*, **127**(3), 247-260.
- Mulongo S. et al., 2014. L'urbanisation et l'environnement géologique de la ville de Lubumbashi (Katanga, R.D. Congo). *E-revue UNILU* **1**(1), 24-39.
- Munyemba Kankumbi 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), 1-23.
- Nkuku Khonde C. & Rémon M., 2006. *Stratégies de survie à Lubumbashi (R.D. Congo). Enquête sur 14 000 ménages urbains*. Paris : L'Harmattan.
- O'Neill R.V. et al., 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecol.*, **1**(3), 153-162.
- O'Neill R.V. et al., 1996. Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. *Landscape Ecol.*, **11**, 169-180.
- Ouedraogo I. et al., 2010. Land cover change and its relation with population dynamics in Burkina Faso, West Africa. *Land Degrad. Dev.*, **21**(5), 453-462.
- Popatov P.V. et al., 2012. Quantifying forest cover loss in Democratic Republic of Congo, 2000-2010, with Landsat ETM+ data. *Remote Sens. Environ.*, **122**, 106-116.
- Ramachandra T.V., Bharath H.A. & Sowmyashree M.V., 2013. Analysis of spatial patterns of urbanization using geoinformatics and spatial metrics. *Theor. Empirical Res. Urban Manage.*, **8**(4), 5-24.

- Skupinski G., Tran D.B. & Weber C., 2009. Les images satellites Spot multi-dates et la métrique spatiale dans l'étude du changement urbain et suburbain le cas de la basse vallée de la Bruche (Bas-Rhin, France). *Cybergeog : Eur. J. Geogr.* (en ligne). <http://cybergeog.revues.org/21995>
- Tian G. et al., 2005. Analysis of spatio-temporal dynamic pattern and driving forces of urban land in China in 1990s using TM images and GIS. *Cities*, **22**(6), 400-410.
- Tiébré M.-S., Kassi N.J., Kouadio Y.J.-C. & N'guessan K.E., 2012. Étude de la biologie reproductive de *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) A. Gray (Asteraceae) : Espèce non indigène invasive en Côte d'Ivoire. *J. Asian Sci. Res.*, **2**(4), 200-211.
- Toyi M.S. et al., 2013. Tree plantation will not compensate natural woody vegetation cover loss in the Atlantic department of southern Benin. *Tropicultura*, **31**(1), 62-70.
- Turan S.O., Kadio Gullari A.I. & Gunlu A., 2010. Spatial and temporal dynamics of land use pattern response to urbanization in Kastamonu. *Afr. J. Biotechnol.*, **9**(5), 640-647.
- UN-Habitat, 2010. *The state of African cities 2010. Governance, inequality and urban land market*. Nairobi: United Nations, Human Settlements Programs.
- UN-Habitat, 2014. *The state of African cities 2014. Re-imagining sustainable urban transition*. Nairobi: United Nations, Human Settlements Programs.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2014. *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights (ST/ESA/SER.A/352)*. New York, NY, USA: United Nations.
- Vanderhoeven S., Dassonville N. & Meerts P., 2005. Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasives plants in Belgium. *Plant Soil*, **275**, 169-179.
- Vermeiren K. et al., 2012. Urban growth of Kampala, Uganda: pattern analysis and scenario development. *Landscape Urban Plan.*, **106**, 199-206.
- Vermeulen C. et al., 2011. Enjeux fonciers, exploitation des ressources naturelles et forêts des communautés locales en périphérie de Kinshasa, RDC. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **15**(4), 535-544.
- Zhou L. et al., 2004. Evidence for a significant urbanization effect on climate in China. *Proc. Natl Acad. Sci. U.S.A.*, **101**(26), 9540-9544.
- Zhou X. & Wang Y.-C., 2011. Spatial-temporal dynamics of urban green space in response to rapid urbanization and greening policies. *Landscape Urban Plan.*, **100**, 268-277.

# 16

---

## Approvisionnement en charbon de bois des ménages lushois : quantités, alternatives et conséquences

Jean-Pierre DJIBU KABULU, Isabelle VRANKEN, Jean-François BASTIN, François MALAISE,  
Sylvie NYEMBWE, Yannick USENI SIKUZANI, Michel NGONGO LUHEMBWE, Jan BOGAERT\*

L'exploitation artisanale de la forêt *miombo* et sa régression s'intensifient suite à l'accroissement des besoins énergétiques des centres urbains du Katanga. Nous avons tenté de comprendre les ressorts des filières bois-énergie et avons fait le choix de cibler l'approvisionnement de la ville de Lubumbashi. Les résultats montrent que, bien que l'énergie électrique soit aussi utilisée, la quasi-totalité des ménages font de plus en plus usage de l'énergie des combustibles végétaux, 72% des familles n'utilisant que l'énergie du bois pour leurs ménages. La quantité totale de charbon de bois entrant mensuellement à Lubumbashi par route en 2008 (mois de juin-juillet) et selon différents modes de transport est de l'ordre de 805,4 tonnes, soit une consommation minimale d'environ 1 sac de 50 kg de charbon de bois par ménage et par an. Ces combustibles, en provenance essentiellement de l'arrière-pays immédiat, empruntent surtout les axes Likasi et Kasenga dans le secteur nord de la ville, contribuant à 53,5% du total des entrées. Ces résultats permettent de comprendre que, avec les activités minières, la production du charbon de bois est une des causes principales de la fragmentation et dégradation des forêts au Katanga. On espère que l'énergie électrique puisse prendre le relais de l'énergie fournie par les combustibles afin de protéger les forêts dans la région de Lubumbashi.

### **Provision of wood charcoal of Lubumbashi households: quantities, alternatives and consequences**

Artisanal exploitation of the *miombo* forest to cover the increased energy needs of the urban centres of the Katanga Province accelerates its regression. We tried to understand the origin of the wood-based energy consumption and have chosen to target the supply of the city of Lubumbashi. Although fuel based on wood and electric power are the two types of energy used, our results indicate that virtually all households make more use of fuel based on wood; 72% of the families only use this type of energy for their household needs. The total quantity of charcoal entering monthly in Lubumbashi in 2008 (months of June and July) by road and by different modes of transport is estimated at 805.4 tons, which corresponds to a minimum

---

Bogaert J., Colinet G. & Mahy G., 2018. *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux, Belgique : Presses Universitaires de Liège – Agronomie-Gembloux.

consumption of 1 bag of 50 kg of charcoal per household per year. These wood-based fuels are extracted mainly from the immediate hinterland of Lubumbashi, especially from Likasi and Kasenga situated in the north of the city, contributing to 53.5% of all entries. Our observations suggest that, together with the mining industry, the production of charcoal is a major cause of forest fragmentation and degradation in Katanga. In order to protect the forest ecosystems in the region of Lubumbashi, hope relies on electrical energy.

## 1. Introduction

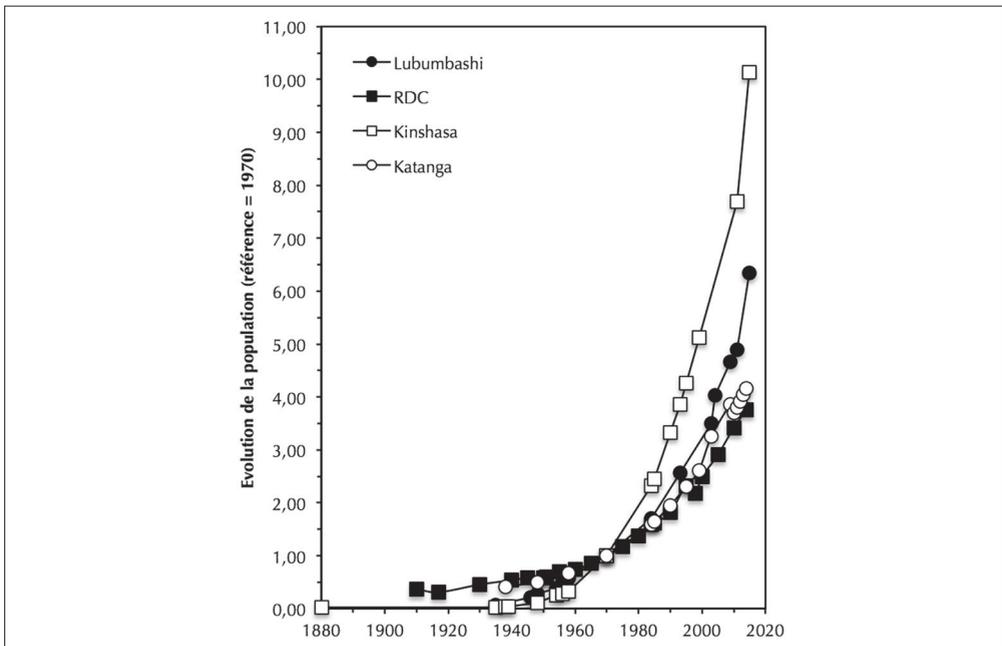
La filière bois-énergie est censée contribuer en Afrique pour plus de 80% de la consommation totale d'énergie domestique et serait par ailleurs également responsable de plus de 90% du total des prélèvements ligneux des forêts (Kasemuana, 2009; Mallet et al., 2009). En République Démocratique du Congo, la décennie 2000, caractérisée principalement par des guerres et par une insécurité généralisée, a poussé la majorité de la population à se tourner vers des activités de subsistance et informelles (Debroux et al., 2007), ce qui a augmenté la pression sur les ressources naturelles. Le secteur forestier a été un des plus affectés dans la province de l'Équateur, la province Orientale, le Kivu et le Bandundu, dont le volume de bois produit par le secteur informel est, par définition, difficilement quantifiable (Lescuyer et al., 2009). Djiré (2003) a estimé que les exploitants artisanaux traitaient 1,5 à 2,4 millions de m<sup>3</sup> de bois annuellement, nettement plus que les exploitants industriels (Shuku, 2004). De telles estimations montrent qu'il est pertinent et indispensable de conduire des études plus systématiques sur l'exploitation artisanale des forêts et sur la consommation domestique de bois, afin de mieux orienter les prises de décision concernant le secteur forestier congolais.

La province du Katanga base davantage son économie sur l'exploitation des richesses géologiques du sous-sol (cuivre, cobalt, etc.) que sur les ressources agricoles et forestières (Kasongo, 2008). C'est une région orientée presque uniquement vers l'exploitation des ressources minérales, bien que, comme ailleurs en République Démocratique du Congo, les ressources forestières y jouent un rôle primordial dans les cycles biogéochimiques (Djibu et al., 2008) et non négligeable dans d'autres domaines. On observe par ailleurs un désintéressement de la part des autorités tant nationales que provinciales quant à la gestion durable des forêts, notamment de la forêt claire ou *miombo* qui domine, voire caractérise, les paysages katangais non-urbains. Pourtant, durant la dernière décennie, le développement des activités minières et la forte pression démographique n'ont cessé d'accélérer d'une manière inquiétante la déforestation et la dégradation forestière dans cette province<sup>2</sup> (Barima et al., 2011). L'exploitation minière constitue un attrait très important pour les grandes villes minières; ainsi, selon le Bureau Central de l'État Civil et de la Population, la ville de Lubumbashi a vu sa population doubler en moins de

---

<sup>2</sup> Il convient de rappeler que la République Démocratique du Congo a décidé d'implémenter à partir de 2015 un nouveau découpage du pays en 26 provinces, comprenant la ville-province de Kinshasa. L'ancienne province du Katanga correspond aujourd'hui à quatre nouvelles provinces, à savoir le Lualaba, le Haut-Katanga, le Tanganyika et le Haut-Lomami. Dans ce chapitre, l'ancienne définition de la province du Katanga a été suivie.

15 ans, atteignant environ 1,2 million en 2010; d'autres statistiques annonçaient une augmentation jusqu'à 2 millions en 2015; des tendances similaires sont observées dans la capitale, et aux niveaux national et provincial (Figure 1). Il est aujourd'hui accepté que cette pression démographique constitue un des facteurs majeurs de la dynamique «négative» des écosystèmes forestiers, et cela dans la mesure où la quasi-totalité des ménages urbains est censée dépendre de la forêt pour le bois d'œuvre, pour le bois de construction et surtout pour le bois d'énergie (Djibu, 2007). La production et la distribution d'électricité étant insuffisantes, la filière bois est devenue la source principale d'énergie domestique (Shuku, 2004; Mallet, 2009). Autour de Lubumbashi, Malaisse & Binzangi (1985) ont observé une perte de 19% du capital forestier, et l'on prévoyait un déboisement total du degré carré autour de Lubumbashi vers l'an 2030. Bien que ce soit un phénomène en pleine extension, l'exploitation artisanale du bois au Katanga ne devrait pas être considérée comme une activité économique appropriée, ni pour la réduction de la pauvreté, ni pour la gestion durable des forêts (Binzangi, 1977).



**Figure 1.** Tendances démographiques pour la République Démocratique du Congo, sa capitale Kinshasa, l'ancienne province du Katanga et la ville de Lubumbashi. Les tendances sont exprimées à propos de la valeur de la population observée en 1970 pour chaque entité, à savoir 19 286 207 pour la République Démocratique du Congo, 1 142 761 pour Kinshasa, 2 506 241 pour la province du Katanga et 318 000 pour Lubumbashi. Compilation de données sur base des sources suivantes : Trewartha & Zelinsky (1954), Lemarchand (1964), Benoit (1965), de Saint Moulin (1974), Lootens-De Muynck (1987), Shapiro (1995), Willame et al. (1997), Ndaywel è Nziem et al. (1998), Sala-Diakanda (2002), UN-MONUC (2004), Ministère du Plan (2005), National Health Development Plan 2011-2015 (2010), Province du Katanga (2010), Statoids (2013), CIA (2015), UN Population division (2015).

Notre étude repose sur l'hypothèse d'une forte dépendance de la population lushoie aux sources d'énergie traditionnelles, à savoir le bois de feu et le charbon de bois ou *makala*. Par conséquent, cette étude a pour objectif : i) de mettre en évidence les sites d'approvisionnement de la ville de Lubumbashi en charbon de bois et, ii) de quantifier les quantités importées, afin d'apprécier l'empreinte écologique de la ville. À cette fin, le volume des entrées de charbon de bois à Lubumbashi à partir des principaux accès routiers a été estimé. Afin de connaître la dépendance des ménages urbains à l'égard de ces sources traditionnelles par rapport à l'électricité, des enquêtes ont été menées sur l'importance de ces différentes sources d'énergie pour les ménages lushois. Sur base de nos observations, une série de réflexions a été formulée au sujet des impacts écologiques potentiels de cette exploitation artisanale de la forêt de type *miombo*.

## 2. Matériel et méthodes

L'étude en question a porté sur la ville de Lubumbashi (11°39'39"S, 27°28'45"E), ville principale du Katanga. Des enquêtes ont été menées durant 30 jours en juin-juillet 2008.

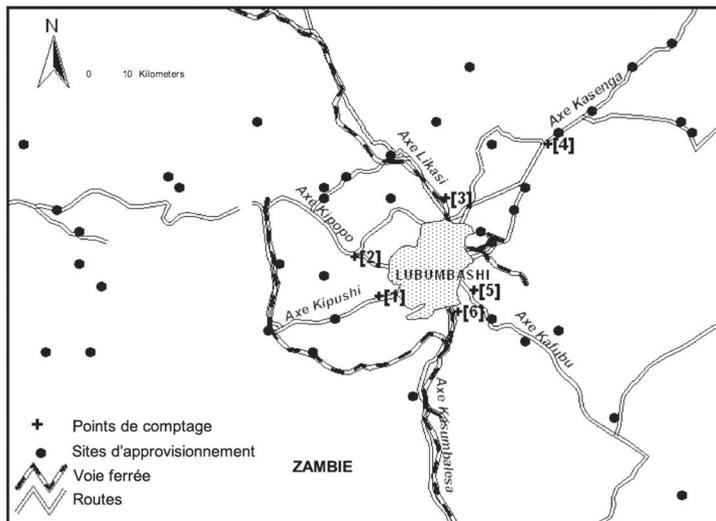
En ce qui concerne les entrées de charbon de bois dans la ville, les informations collectées portent sur la quantité transportée selon : i) le contenant (en *mufuko* ou sac en raphia, petit sac de 25 kg ou grand sac d'environ 50 kg), ii) le mode de transport (portage, bicyclette, camion, ou traction humaine) et, iii) le lieu de provenance. Ces informations nous ont permis de déterminer l'aire d'influence ou empreinte écologique de la ville de Lubumbashi sur son environnement. À cet effet, six points de comptage situés à la périphérie de la ville ont été retenus (Figure 2). Ces points appartiennent aux six secteurs qui, sur base d'observations antérieures, sont attendus de représenter les flux les plus importants de produits alimentaires dans la ville. Nous attendons que les mêmes secteurs soient pertinents pour le trafic du charbon de bois. Il s'agit de l'axe Kipushi, l'axe Kipopo-Karavia, l'axe Likasi, l'axe Kasenga, l'axe Kafubu et l'axe Kasumbalesa. Pour chaque axe, plusieurs sites d'approvisionnement ont été considérés. La distance du site à la ville de Lubumbashi a également été prise en compte. Les points de comptage repérés correspondent soit à des marchés, journaliers ou hebdomadaires, soit à des points de vente flottants situés à des carrefours connus ou à d'autres points d'accès (ponts) pour les producteurs et vendeurs. Ils jouent souvent un rôle de marché de demi-gros dans la chaîne d'approvisionnement de la ville de Lubumbashi. Aucune information à propos d'un flux ferroviaire éventuel n'était disponible.

Des équipes composées de deux compteurs ont travaillé en séquence, la première équipe faisant ses observations de 5h00 à 12h00 et la deuxième de 12h00 à 21h00. Lors des comptages, les transporteurs ont été arrêtés et interrogés à propos de la quantité qu'ils transportaient et à propos du site d'origine du *makala*. Lorsqu'un transporteur ne voulait pas participer à l'enquête, la quantité était estimée visuellement et le site d'approvisionnement noté comme «autre».

Pour évaluer la consommation énergétique des ménages urbains, le taux de sondage avait été fixé à ~10% des ménages; les enquêtes ont porté sur un échantillon de

15 467 ménages distribués de la manière suivante entre les communes qui composent la ville de Lubumbashi : 1 499 ménages de la commune de Lubumbashi ; 2 932 de la commune de Kampemba ; 2 137 de la commune de Ruashi ; 848 de la commune de Kamalondo ; 1 740 de la commune de Kenya ; 4 436 de la commune de Katuba et 1 875 de la commune Annexe.

Les enquêteurs étaient des étudiants finalistes de l'Institut Supérieur Pédagogique à Lubumbashi. Au total, 30 étudiants ont participé à la collecte des données. Pour les données à propos de la consommation énergétique au sein des ménages, chaque enquêteur a visité approximativement 500 ménages sur une période de 30 jours, soit à peu près 15 ménages par jour (entrevue de 10 minutes par ménage). Une approche semi-stratifiée a été mise en œuvre pour la sélection des ménages. Chaque commune a été considérée comme un ensemble de quartiers reflétant le niveau de vie des ménages concernés. Pour chaque quartier, une sélection sémi-aléatoire a été effectuée en passant de maison en maison et en vérifiant si le propriétaire était disponible pour participer à l'enquête. Chaque fois, l'interlocuteur a été interrogé sur la source principale d'énergie utilisée dans son ménage, en considérant quatre réponses possibles : « bois », « charbon de bois », « bois et charbon de bois » ou « électricité ». Sur base des informations recueillies, la source énergétique principale pour les différentes communes a pu être identifiée.



**Figure 2.** Axes ou secteurs d'approvisionnement, points de comptage et sites d'approvisionnement considérés dans le cadre de l'estimation des quantités de charbon de bois importées dans la ville de Lubumbashi pendant une période de 30 jours en juin-juillet 2008.

### 3. Résultats

Suite aux comptages, la quantité de charbon de bois transitant par axe a été estimée (Tableau 1, Figure 3). L'analyse du tableau 1 montre – sur base d'observations effectuées en juin et juillet 2008 – que la quantité totale de charbon de bois

entrant à Lubumbashi par route selon différents modes de transport est de l'ordre de 800 tonnes. L'axe Likasi, qui représente plus d'un tiers d'entrées avec ~274 tonnes, soit ~34% du total, est la principale voie d'accès. Les lieux de départ principaux sont les villages-marchés de Kawama avec ~28 tonnes et de Luisha avec ~115 tonnes. L'approvisionnement de la ville de Lubumbashi à partir de ces villages est fort dépendant des jours de marché qui diffèrent généralement d'un village à l'autre. Le deuxième axe d'approvisionnement est l'axe Kasenga avec ~155 tonnes, soit ~19% du total des entrées. Les principaux villages qui fournissent le charbon de bois sont Minga avec ~68 tonnes et Kalundafialo avec ~50 tonnes. L'axe sud-ouest de Kasumbalesa est la troisième voie d'approvisionnement avec ~18% du charbon de bois entrant dans la ville de Lubumbashi. Les trois autres axes d'approvisionnement, à savoir Kafubu, Kipopo-Karavia et Kipushi, avec respectivement ~40, ~110 et ~85 tonnes, n'interviennent conjointement que pour ~30% des entrées. Le tableau 1 renseigne sur la situation de ces points d'approvisionnement par rapport à la ville de Lubumbashi.

La figure 3 montre que la quantité de *makala* produite dans les sites d'approvisionnement augmente avec la distance du site à Lubumbashi. En effet, plus on s'éloigne de la ville de Lubumbashi, plus la quantité du charbon de bois produite est élevée. Cette relation significative suggère que les sites plus proches de la ville ont déjà été partiellement voire totalement déboisés antérieurement, ce qui pousse les producteurs de charbon de bois à chercher des taches boisées plus éloignées de la ville. Cette relation permet aussi d'estimer l'impact écologique de la ville (*sensu* empreinte écologique), avec une aire d'influence qui en dépasse largement les limites morphologiques et administratives et qui va jusqu'à ~60 km. Par conséquent, une vision écosystémique lors de l'étude de la ville de Lubumbashi s'impose.

En ce qui concerne l'utilisation des différentes sources d'énergie par les ménages lushois, des différences claires sont notées entre les communes (Tableau 2). L'analyse du tableau en question permet de distinguer la consommation de l'énergie des combustibles végétaux d'une part et, d'autre part, celle de l'énergie électrique dans la ville de Lubumbashi.

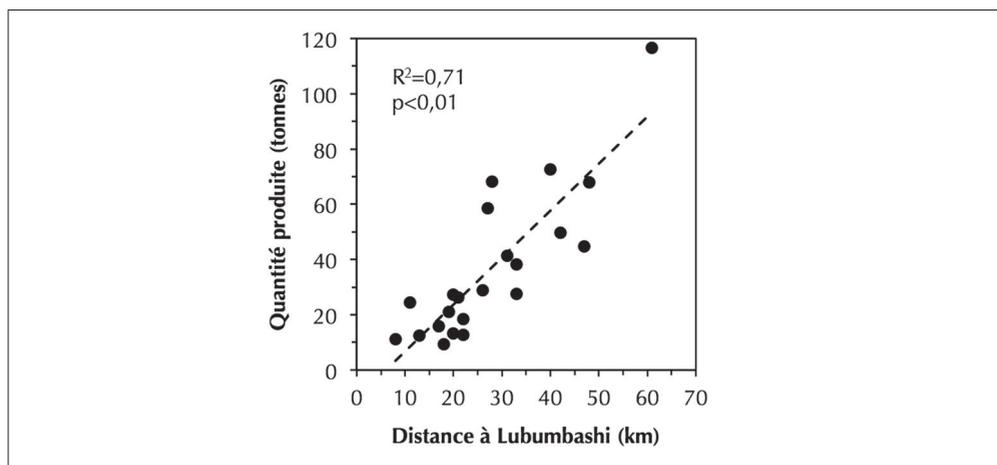
La consommation en charbon de bois est particulièrement élevée pour 38% des ménages. La répartition par commune place la commune de Kampemba en tête avec 1 361 ménages. Suivent par ordre décroissant les communes de Kamalondo, de Ruashi, de Kenya, de Katuba, de Lubumbashi et d'Annexe. Vingt-trois pourcents du nombre total des ménages utilisent le bois de chauffage en remplacement du charbon de bois. La proportion des ménages utilisant le bois de chauffage est particulièrement forte dans les communes Annexe, Katuba et Kenya. À Lubumbashi, les deux combustibles végétaux, charbon de bois et bois de chauffage, sont utilisés indifféremment dans seulement ~11% des ménages. La commune Annexe montre un pourcentage élevé d'utilisateurs de la catégorie conjointe. Les anciennes communes coloniales Kampemba, Ruashi, Kenya et Katuba consomment du bois de chauffage et du charbon de bois à raison de ~10%. Dans les communes de Lubumbashi et de Kamalondo cette pratique de l'utilisation des deux combustibles est relativement peu observée. Plus de 1 000 ménages de la commune de Lubumbashi, soit ~70% du

nombre total dans cette commune, utilisent l'énergie électrique. Les communes de Kampemba, Ruashi et Kamalondo n'ont chacune qu'environ un tiers des ménages utilisant l'énergie électrique. Les autres communes, à savoir Kenya et Katuba, ne possèdent que ~20% des consommateurs d'électricité comme source principale. Il importe de noter que la commune Annexe est caractérisée par la plus faible valeur des consommateurs d'électricité (~5%). Sur l'ensemble de ménages à Lubumbashi, 23% utilisent le bois, 38% le charbon de bois, ~11% le bois et le charbon de bois, et ~28% l'électricité. Cette répartition des ménages par commune et par type d'énergie principale utilisée révèle la dépendance de la population à la forêt environnante. L'électricité est la source principale d'énergie pour moins de 30% des ménages pour l'ensemble de la ville.

La position particulière de la commune Annexe n'est pas surprenante : il s'agit d'une commune principalement rurale qui entoure entièrement les autres communes formant le centre urbain de la ville. Elle fut créée fin des années cinquante, suite à l'urbanisation croissante de la ville. Les différences entre les quartiers s'expliquent à travers leurs propriétés urbanistiques, leur genèse historique et les classes sociales qui s'y trouvent. Plus la population concernée est rurale et pauvre, plus grande est la dépendance aux ressources naturelles pour la satisfaction des besoins énergétiques.

**Tableau 1.** Principaux sites d'approvisionnement de Lubumbashi en charbon de bois par axe de pénétration. Données sur base de 30 jours de comptage (juin-juillet 2008) entre 5h00 et 21h00. (\*) : Sites organisant des marchés hebdomadaires.

Axe	Site d'approvisionnement	Distance (km)	Quantité (10 <sup>3</sup> kg)	
Kafubu	Kafubu*	13	12,3	39,0
	Kansembula / Kambikila	17	15,7	
	Autres	-	11,0	
Kasenga	Minga	48	67,2	154,9
	Kibuye	42	28,8	
	Kalundafialo	32	49,6	
	Autres	-	9,3	
Kasumbalesa	Baya	28	68,2	140,6
	Lumata*	47	44,8	
	Autres	-	27,6	
Kipopo-Karavia	Inakiluba	27	58,5	113,0
	Kasota	31	41,4	
	Autres	-	13,1	
Kipushi	Kaponda*	22	12,7	84,3
	Kasombo	21	26,2	
	Mimbulu*	19	20,9	
	Autres	-	24,5	
Likasi	Kawama*	20	27,9	273,6
	Luisha*	61	116,5	
	Goya	33	38,1	
	Lukuni*	22	18,5	
	Autres	-	72,6	
Total				805,4



**Figure 3.** Relation entre la quantité de charbon de bois produite dans un site d’approvisionnement et sa distance à la ville de Lubumbashi (République Démocratique du Congo). Données récoltées pendant 30 jours (juin-juillet 2008). Sites d’approvisionnement situés en fonction de six axes : Kipushi, Kipopo-Karavia, Likasi, Kasenga, Kafubu et Kasumbalesa.

**Tableau 2.** Utilisation de l’énergie par les ménages de Lubumbashi. Enquête effectuée en juin-juillet 2008 sur 15 467 ménages situés dans les communes de Lubumbashi, Kapemba, Ruashi, Kamalondo, Kenya, Katuba et Annexe. Pour chaque ménage interrogé, la source énergétique principale est donnée. Les fractions concernent la répartition des différentes sources énergétiques soit au sein d’une commune, soit pour l’ensemble des communes.

Commune	Bois		Charbon de bois		Bois et charbon de bois		Électricité	
	Nombre	%	Nombre	%	Nombre	%	Nombre	%
Lubumbashi	6	0,4	445	29,7	36	2,4	1 012	67,5
Kapemba	299	10,2	1 361	46,4	243	8,3	1 029	35,1
Ruashi	427	20,0	855	40,0	214	10,0	641	30,0
Kamalondo	179	21,1	359	42,3	37	4,4	273	32,2
Kenya	520	29,9	696	40,0	176	10,1	348	20,0
Katuba	1 331	30,0	1 774	40,0	448	10,1	883	19,9
Annexe	801	42,7	386	20,6	583	31,1	105	5,6
Total	3 563	23,0	5 876	38,0	1 737	11,2	4 291	27,7

#### 4. Discussion et conclusions

Les besoins accrus des centres urbains du Katanga en charbon de bois accélèrent la régression de la forêt *miombo*; cette observation s’applique à plusieurs villes (Observatoire Congolais de l’Environnement, 2011). Le charbon de bois est produit, en premier lieu, à proximité des routes et des nombreuses pistes qui y prennent naissance. Il en résulte que les routes sont devenues de long cordons de savanes qui

viennent s'ajouter aux larges ceintures herbacées établies autour des centres miniers et aux auréoles déboisées plus étroites qui entourent chaque village (Malaisse, 1974).

Afin de permettre une interprétation des données de consommation de *makala* en fonction des ménages, un nombre moyen de  $\sim 7$  personnes par ménage a été considéré (Petit, 2003). En utilisant le chiffre de  $\sim 800$  tonnes/mois (Tableau 1) et une population estimée de  $\sim 1,3$  million (Figure 1), on pourrait estimer la consommation annuelle par ménage à  $\sim 50$  kg ( $\sim 185\,700$  ménages). Ces chiffres devraient constituer la base d'une étude ultérieure dans laquelle la consommation d'énergie est liée aux caractéristiques socio-économiques des citadins et au développement historique des quartiers et communes de la ville, en particulier des équipements pour l'approvisionnement en énergie. Il convient de noter que Malaisse et al. (1980) mentionnaient un approvisionnement annuel total en produits ligneux de 156 000 tonnes, dont 48 504 tonnes de charbon de bois.

La quantité totale de charbon de bois entrant mensuellement à Lubumbashi par route et selon différents modes de transport est de 800 tonnes, dont plus d'un tiers d'entrées provient de l'axe Likasi. C'est donc la principale voie d'accès asphaltée, dont l'importance est justifiée par sa praticabilité en toute saison qui permet le transport d'un tonnage global élevé par camion ou bicyclette. La présence également des grands marchés ruraux le long de la route est une raison supplémentaire qui explique l'importance de l'axe en question. Les lieux de départ principaux de charbon de bois sont les villages-marchés de Kawama et de Luisha. L'approvisionnement de la ville de Lubumbashi à partir de ces endroits est fort dépendant des jours de marché, qui diffèrent généralement d'un village à l'autre. Le deuxième axe d'approvisionnement est l'axe Kasenga, il constitue un cinquième du total des entrées. Par conséquent, on constate que la plus grande partie du charbon de bois consommé à Lubumbashi provient du secteur nord-est de la ville. Cela rejoint les résultats de Vranken et al. (2011), qui ont montré que le taux de déforestation élevé observé dans l'axe nord-est et sud-ouest de Lubumbashi est favorisé par la présence de routes importantes reliant Lubumbashi aux villes voisines comme Likasi, Kipushi, ou Kasumbalesa. L'axe sud-ouest de Kasumbalesa est la troisième voie importante d'approvisionnement. Pour ces trois axes principaux, il convient de noter que les observations sur le terrain nous ont appris que tous les moyens de transport y sont indifféremment utilisés (bicyclette, taxi-bus, voiture, camion); le portage n'est pas repris. Les trois autres axes d'approvisionnement, à savoir Kafubu, Kipopo-Karavia et Kipushi, n'interviennent conjointement qu'à  $\sim 30\%$  des entrées. Ils se caractérisent par l'importance du portage et du transport par bicyclette. Le transport par camion reste très limité pour l'axe Kipushi. La faiblesse relative des entrées par ces trois axes est due à la proximité des villages d'approvisionnement comme Mimbulu, Kaponda et Kambikila situés à moins de 25 km de la ville, ce qui autorise le portage de petites quantités de charbon de bois par les femmes et les enfants. À cela, il convient d'ajouter la présence, dans les secteurs concernés, des nombreuses pistes qui débouchent sur ces axes et par lesquels le transport motorisé n'est pas possible. Cependant, ces pistes sont très importantes pour le ravitaillement de la ville en produits alimentaires et autres produits forestiers. La ville de Lubumbashi se ravitaille donc en charbon de bois essentiellement dans son arrière plan immédiat qui comprend l'espace rural situé au-delà de la zone périurbaine.

Notre analyse des sites de production suggère que le charbon de bois consommé à Lubumbashi est produit jusqu'à ~ 60 km de la ville (Figure 3). Ceci rejoint les observations et prévisions de Malaisse et al. (1980), Malaisse & Binzangi (1985), Malaisse & Kapinga (1987), Binzangi (1988), Binzangi (1996) pour Lubumbashi et, par exemple, de Mana et al. (1999) sur la production du charbon de bois dans la région de Tulear (Madagascar). Ces études suggèrent que la déforestation augmente progressivement lorsque l'on s'éloigne des centres urbains concernés, étant donné que les sites plus proches de la ville sont censés avoir déjà été déboisés antérieurement. Malaisse & Binzangi (1985) et Malaisse & Kapinga (1987) rapportent un rayon de déforestation de 30 km, Binzangi (1996) estime ce même rayon à 35 km.

Avec plus d'un million d'habitants, la ville de Lubumbashi présente une empreinte écologique qui dépasse largement ses limites urbaines. Il convient de souligner qu'une intégration de données de sources différentes collectées avec des méthodologies divergentes créerait une vraie valeur ajoutée pour cette réflexion sur le développement du centre urbain lushois et ses impacts sur l'environnement périurbain et rural, principalement par le déboisement et la dégradation forestière. Des études exhaustives et originales sont disponibles et permettent de donner une perspective diachronique qui pourrait servir de données de référence. Les études de Malaisse et al. (1980), Malaisse & Binzangi (1985), Malaisse & Kapinga (1987), Binzangi (1988) et Binzangi (1996) peuvent être citées dans ce contexte.

En ce qui concerne la méthodologie de collecte des données, il convient de souligner certaines imprécisions à propos des estimations des quantités importées. Il est possible que certains transports n'aient pas été enregistrés (par exemple ceux entre 21h00 et 5h00) ou que certaines quantités aient été estimées de façon erronée (sacs non visibles par exemple). Il convient également de noter que cette étude se permet d'extrapoler les observations faites lors de deux mois sur toute l'année. Il importe en effet de souligner que les mois d'observation, à savoir juin et juillet, correspondent à la saison sèche froide locale, ce qui a sûrement influencé la demande de bois de chauffe, surtout dans les ménages dépendants davantage des ressources énergétiques naturelles. Par conséquent, des nuances devraient être apportées à cette extrapolation annuelle. Il serait utile également de disposer de données actualisées, étant donné que les observations utilisées datent de 2008. Des études de suivi s'imposent.

Les résultats du tableau 2 permettent de distinguer la consommation de l'énergie des combustibles végétaux d'une part et, d'autre part, de l'énergie électrique dans la ville de Lubumbashi. Cette répartition des ménages de Lubumbashi par commune et par type d'énergie utilisée est l'un des indicateurs importants de la dépendance de la population à la biomasse. En ce qui concerne l'énergie des combustibles végétaux, toutes les communes de Lubumbashi utilisent indifféremment le charbon de bois. Sa consommation est particulièrement dominante dans 38% des ménages. La répartition par commune place en tête la commune de Kampemba avec ~45% des ménages utilisant le charbon de bois comme source principale d'énergie. Presqu'un quart du nombre total des ménages à Lubumbashi utilise le bois de chauffage en remplacement du charbon de bois, produit actuellement cher et que certaines masses de population

ne peuvent plus se procurer. La proportion des ménages utilisant le bois de chauffage est particulièrement forte dans les communes Annexe, Katuba et Kenya. Ce sont des communes dont certains quartiers semi-ruraux ont été créés après la période postcoloniale sans vraie politique de planification énergétique. Cette forte consommation du bois de chauffage dans les villes est liée à la paupérisation de leurs habitants qui ne peuvent accéder à d'autres formes d'énergies (Bushabu et al., 2002). La combinaison des deux combustibles végétaux, charbon de bois et bois de chauffage indifféremment utilisés, se retrouve à Lubumbashi dans seulement  $\sim 10\%$  des ménages. La commune Annexe est la grande utilisatrice de cette combinaison. C'est la seule commune qui ne soit pas, ou très faiblement, alimentée en énergie électrique, et dont l'usage du bois de chauffage demeure important : sa dépendance à l'égard de l'énergie des combustibles végétaux est presque totale. Les anciennes communes coloniales Kampemba, Ruashi, Kenya et Katuba auxquelles sont annexés actuellement de nouveaux quartiers très pauvres et non planifiés, sont également caractérisées par des taux de consommation électrique clairement inférieurs à celui de Lubumbashi. La concentration de cette consommation dans la commune de Lubumbashi s'explique par le fait que c'est une commune relativement « riche » et un centre administratif et économique important.

La consommation à Lubumbashi de l'énergie fournie par les combustibles végétaux est également une conséquence de l'insuffisance de production d'électricité. S'y ajoutent la vétusté du réseau de distribution électrique existant, essentiellement souterrain, et le manque de connexions dans les quartiers nouvellement construits. Ainsi, la croissance inexorable de cette consommation de biomasse pour les besoins de base nécessite à court terme une politique de reboisement des périphéries urbaines (Cline-Cole et al., 1990), comme proposé également dans une étude récente pour la capitale burundaise par Bangirinama et al. (2016) (voir *infra*).

Il convient de comparer nos observations avec celles publiées à propos de l'infrastructure et des conditions de vie des ménages dans le cadre de l'enquête sur l'emploi, le secteur informel et sur la consommation des ménages effectuée par l'Institut National de la Statistique (2015). Cette enquête sur la répartition du type de l'énergie de cuisine selon la province et le milieu de résidence permet de conclure : i) que l'utilisation de l'électricité dépasse uniquement les 5% des ménages à Kinshasa, où le charbon de bois est également utilisé dans plus de 50% des ménages, ii) que les sources principales dans les autres provinces sont soit le charbon de bois, soit le bois de chauffe, iii) qu'au Katanga, seulement 2% des ménages utilisent l'électricité, contre 98% des ménages ayant recours aux combustibles végétaux et, iv) que le type d'énergie utilisé dépend fortement du milieu, avec 16% de ménages congolais urbains qui utilisent de l'électricité contre 0,1% de ménages ruraux, 54% de ménages urbains utilisant du charbon de bois et 87% de ménages ruraux faisant appel au bois de chauffe. On pourrait conclure qu'en zone rurale, le bois de chauffe reste la source principale alors qu'en zone urbaine l'électricité est utilisée lorsque les ménages sont approvisionnés régulièrement ; autrement, ils utilisent le charbon de bois.

Au Burundi, Bangirinama et al. (2016) ont observé que le bois y reste la principale source d'énergie domestique avec 96,6% du bilan énergétique global ; le charbon de

bois y est consommé par 77 % de la population urbaine. Cette même étude mentionne un transport hebdomadaire de 1 084 tonnes de charbon de bois à Bujumbura, une ville de 902 000 habitants, soit environ 56 000 tonnes sur base annuelle, une observation qui dépasse largement celle faite à Lubumbashi dans cette étude (~800 tonnes/mois, ~10 000 tonnes/an). Sabuhungu (2016) confirme que les ménages burundais n'ont pas encore réalisé la transition énergétique, avec 83 % des ménages consommant uniquement le charbon de bois ; les autres ménages combinent le charbon de bois avec l'électricité (12 %) ou avec le bois de feu (5 %). Il conclut que les facteurs qui influencent la demande des ménages en charbon de bois sont le revenu familial, la taille du ménage, le nombre de cuissons par jour, la fréquence de préparation des feuilles de manioc et la possession ou non des braséros améliorés.

Avant la fondation de la ville en 1910, tout le degré carré de Lubumbashi était couvert par la forêt claire (*miombo*) mélangée aux lambeaux résiduels de la forêt dense sèche (*muhulu*) et aux îlots de la forêt galerie (Malaisse & Kapinga, 1987). Actuellement ces forêts sont en train de disparaître suite à une forte déforestation. Selon les données de l'Observatoire Congolais de l'Environnement (2011) à propos du Katanga, la production de 2 500 kg de braises nécessite de déboiser une superficie de 2 500 m<sup>2</sup>, soit l'équivalent de 10 000 kg de *makala* par hectare. La consommation mensuelle de 800 tonnes, mesurée par comptages dans cette étude, correspondrait donc au déboisement de 80 ha, soit une déforestation annuelle de 1 000 ha ! Au Burundi, Bangirinama et al. (2016) estiment que la consommation de combustibles végétaux par la population urbaine entraînerait une perte annuelle de 6 000 ha de couvert forestier. À ce rythme, le couvert forestier burundais, estimé à 171 625 ha, pourrait disparaître dans 25 à 33 ans. Il est clair que chaque politique de conservation de l'environnement devra être accompagnée par une politique énergétique. Afin de garantir l'approvisionnement énergétique des ménages, de nouvelles techniques et approches s'imposent et sont suggérées, comme la plantation des arbres le long des axes routiers, la régénération naturelle assistée, la recherche d'essences plus efficaces, la valorisation énergétique des déchets ou l'amélioration de l'efficacité énergétique (Bangirinama et al., 2016; Sabuhungu, 2016).

L'observation de l'évolution démographique en République Démocratique du Congo, en particulier dans les villes et provinces principales (Figure 1), et l'impact écologique des activités anthropiques nécessitent une gestion durable des ressources disponibles. Parmi elles, l'espace, comme illustré par les estimations des surfaces déboisées annuellement pour le *makala*, devrait être considéré de premier ordre. Par conséquent une approche «chorologique» s'impose (néologisme *sensu* Bogaert et al., 2014; Bogaert et al., 2015). Elle préconise une réflexion transdisciplinaire à propos de la disponibilité et de la consommation des terres pour les besoins des populations, en partant de la rareté de la ressource en question et de l'irréversibilité de ses transformations. Cette réflexion est censée mener à une gestion plus durable et conservatrice des terres, en limitant l'impact spatial des activités anthropiques et en réduisant les activités ayant des impacts spatiaux larges.

## Bibliographie

- Bangirinama F., Nzitwanayo B. & Hakizimana P., 2016. Utilisation du charbon de bois comme principale source d'énergie de la population urbaine : un sérieux problème pour la conservation du couvert forestier au Burundi. *Bois For. Trop.*, **328**(2), 45-53.
- Barima Y.S.S. et al., 2011. Deforestation in Central and West Africa: landscape dynamics, anthropogenic effects and ecological consequences. In: Daniels, J.A. (Ed.). *Advances in environmental research*, volume 7. Hauppauge, NY, USA: Nova Science Publishers.
- Benoit J., 1965. La population africaine à Élisabethville à la fin de 1957 (compte rendu). *Population*, **20**(1), 132.
- Binzangi K., 1988. *Contribution à l'étude du déboisement en Afrique Tropicale : le cas du Shaba méridional*. Thèse de doctorat : Faculté des Sciences, Université de Lubumbashi, Lubumbashi (RDC).
- Binzangi K., 1996. *Impact de la production des combustibles ligneux en RDC, cas du Katanga, de Kinshasa et du Bas-Congo*. Inédit, séminaire.
- 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.
- 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.
- Bushabu M., Mabira M. & Kapend M., 2002. Les besoins énergétiques des ménages de Kananga (République Démocratique du Congo). *Bull. Soc. R. Sci. Liège*, **42**, 53-60.
- CIA, 2015. *The World Factbook*. Washington, DC: Central Intelligence Agency.
- Cline-Cole R.A., Main H. & Nichol J., 1990. On fuelwood consumption, population dynamics and deforestation in Africa. *World Dev.*, **18**(4), 513-527.
- de Saint Moulin L., 1974. Histoire des villes du Zaïre. Notions et perspectives fondamentales. *Etud. Hist. Afr.*, **6**, 137-167.
- Debroux L. et al., 2007. *Forest in post-conflict Democratic Republic of Congo: Analysis of a priority agenda*. Bogor, Indonesia: CIFOR-World Bank-CIRAD.
- Djibu J.P., 2007. *Évaluation de l'état de la fragmentation des forêts au Katanga (Rép. Dém. du Congo)*. Mémoire de DEA : Université Libre de Bruxelles, Bruxelles.
- Djibu J.P. et al., 2008. Analyse de la structure spatiale des forêts au Katanga. *Ann. Fac. Sci. Agron. Univ. Lubumbashi*, **1**(2), 12-18.
- Djiré A., 2003. *Le secteur informel du bois d'œuvre. Rapport d'appui à la revue du secteur forestier en RDC*. Paris : CIRAD.
- INS, 2015. *Annuaire statistique 2014*. Rapport du ministère du plan et de la révolution de la modernité de la RDC & PNUD. Kinshasa : Institut National de Statistique.
- Kasemuana S., 2009. *Systèmes énergétiques : vulnérabilité-adaptation-résilience en Afrique sub-saharienne. Cas de la République Démocratique du Congo*. Paris : HELIO International.
- Kasongo E., 2008. *Système d'évaluation des terres à multiples échelles pour la détermination de l'impact de la gestion agricole sur la sécurité alimentaire au Katanga, R.D. Congo*. Thèse de doctorat : Université de Gent, Gent (Belgique).
- Lemarchand R., 1964. *Political awakening in the Belgian Congo*. Berkeley, CA, USA: University of California Press.
- Lescuyer G., Eba'a Atyi R. & Cerutti P., 2009. Consommations nationales de bois d'œuvre en Afrique Centrale : un enjeu majeur pour la gestion forestière durable. *Congrès forestier mondial*, 18-23 octobre, Buenos Aires (Argentine).

- Lootens-De Muynck M.T., 1987. La croissance urbaine au Zaïre. *Afr. Focus*, **3** (1-2), 107-121.
- Malaisse F., 1974. Phenology of the Zambezian woodland area with the emphasis on the miombo ecosystem. In: Lieth H. (Ed.). *Phenology and seasonality modeling*. Berlin: Springer Verlag.
- Malaisse F., Binzangi K. & Kapinga I., 1980. L'approvisionnement en produits ligneux de Lubumbashi (Zaïre). *Geo-Eco-Trop*, **4**(1), 139-163.
- Malaisse F. & Binzangi K., 1985. Wood as a source of fuel in upper Shaba (Zaire). *Common For Rev.*, **64**(3), 227-239.
- Malaisse F. & Kapinga I., 1987. The influence of deforestation on the hydric balance of soils in the Lubumbashi environment (Shaba, Zaïre). *Bull. Soc. R. Bot. Belg.*, **119**(2), 161-178.
- Mallet B. et al., 2009. Le bois énergie en Afrique subsaharienne. Pratiques traditionnelles, réalités d'aujourd'hui et potentialités majeures pour le futur. *Congrès Forestier Mondial*, 18-23 octobre, Buenos Aires (Argentine).
- Mana P., Rajaonarivelo S. & Milleville P., 1999. Production de charbon de bois dans deux situations forestières de la région de Tuléar. Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar. In : Razanaka S., Grouzis M., Milleville P., Moizo B. & Aubry C. (Eds). *Sociétés paysannes, transitions agraires et dynamiques écologiques dans le sud-ouest de Madagascar. Actes de l'atelier CNRE IRD, Antananarivo, 8-10 novembre 1999*. Antananarivo, Madagascar : CNRE-IRD.
- Ministère du Plan, 2005. *Monographie de la Province du Katanga (draft 4)*. Kinshasa, RDC : Unité de Pilotage du Processus DSRP.
- National Health Development Plan (NHDP) 2011-2015, 2010. *Population description by Province of the DRC*. Kinshasa, RDC : Ministry of Public Health, General Secretariat.
- Ndaywel è Nziem I., 1998. Histoire générale du Congo : de l'héritage ancien à la république démocratique. Bruxelles : Duculot, De boeck & Larcier, Afrique-Éditions.
- O'Envi-Observatoire Congolais de l'Environnement, 2011. *Aspects socio-économiques de la filière bois-énergie au Katanga*. Rapport ASE/2011.
- Petit P., 2003. *Ménages de Lubumbashi entre précarité et recomposition*. Paris : L'Harmattan.
- Province du Katanga, 2010. *Plan Quinquennal de développement. Province du Katanga, République Démocratique du Congo*, <http://congominer.org/system/attachments/assets/000/000/304/original/ProvinceKatanga-2010-PlanQuinquennalDeDeveloppement2011-2015.pdf?1430928429>
- Sabuhungu E.G., 2016. *Analyse de la demande de charbon de bois par les ménages urbains de Bujumbura au Burundi*. Thèse de doctorat : Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux (Belgique).
- Sala-Diakanda D.M., 2002. La population de la République Démocratique du Congo : entre instabilité politique et désintégration du tissu socio-économique. In : Chasteland J.C. & Chesnas J.C. (Eds). *La population du monde : géants démographiques et défis internationaux*. Paris : Institut National d'Études Démographiques.
- Shapiro D., 1995. Population growth, changing agricultural practices, and environmental degradation in Zaïre. *Popul. Environ.*, **16**(3), 221-236.
- Shuku O., 2004. *Impacts de la production des combustibles ligneux en RDC. Cas du Katanga, Kinshasa et Bas Congo. Actes des séminaires de formation et atelier en évaluation environnementale, Kinshasa 12-17/01*. Kinshasa : IAIA-AIEI.
- Statoids, 2013. *Provinces of the Democratic Republic of Congo (Congo Kinshasa)*, [www.statoids.com](http://www.statoids.com) (24/10/2016).
- Trewartha G.T. & Zelinsky W., 1954. The population geography of Belgian Africa. *Ann. Assoc. Am. Geogr.*, **44**(2), 163-193.

- UN Population Division, 2015. *World population prospects: the 2015 revision*. Volume II: Demographic profiles (ST/ESA/SER.A/380). New York, NY, USA: UN Department of Economic and Social Affairs.
- UN-MONUC, 2004. *Urban population map of the Democratic Republic of the Congo*. KINSUB 1614. New York, NY, USA: UN Mission in the Democratic republic of the Congo, GIS Unit.
- Vranken I. et al., 2011. Ecological impact of habitat loss on African landscapes and biodiversity. In: Daniels J.A. (Ed.). *Advances in environmental research*, volume 14. Hauppauge, NY, USA: Nova Science Publishers.
- Willame J.C., Leclercq H. & Newbury C., 1997. *Zaire: predicament and prospects: a report to the Minority Rights Group (USA)*. Washington, DC: United States Institute of Peace.





Le concept d'anthropisation fait référence à ces dynamiques observées au sein des paysages et écosystèmes dont la cause peut être mise en relation avec des activités humaines qui, par conséquent, pourraient être considérées comme des perturbations des équilibres naturels. Le développement agricole, l'expansion des exploitations minières et la croissance des centres urbains en sont des exemples typiques. Cette présence de l'homme comme perturbateur des systèmes naturels et les conséquences environnementales de ses actes forment le *leitmotiv* de cet ouvrage.

Le livre s'adresse à ceux qui s'intéressent aux écosystèmes uniques de l'ancienne province du Katanga, en particulier ceux situés autour de sa capitale, Lubumbashi, caractérisés par une forte pression anthropique depuis plusieurs décennies. Malgré le fait que les disciplines porteuses de cet ouvrage se situent principalement dans les domaines de la biologie végétale, l'agronomie et les sciences de la terre, il offre une belle cartographie des réalités des paysages katangais, également pertinente pour une contextualisation environnementale d'études menées par des chercheurs en sciences humaines ou dans le domaine de la santé.

Cet ouvrage est le fruit d'une collaboration de longue date entre des universités belges et l'Université de Lubumbashi. Cette coopération Nord-Sud, bénéfique pour les deux parties, n'est pas seulement un moyen d'épanouissement sur le plan de la recherche des scientifiques concernés, mais exprime également leur engagement sociétal.

Prof. Jan Bogaert détient une licence de biologie, un master de bioingénieur, et une thèse de doctorat en écologie du paysage. En 2011, il rejoint l'unité Biodiversité et Paysage de Gembloux Agro-Bio Tech (ULiège).

Prof. Gilles Colinet, ingénieur agronome en sciences du sol, détient une thèse de doctorat en pédologie environnementale. Il enseigne ou a enseigné diverses matières de pédologie appliquée, en sciences géologiques et en géographie à l'ULiège.

Prof. Grégory Mahy détient une licence en sciences botaniques et une thèse de doctorat en écologie des populations végétales. En 2000, il est recruté à Gembloux Agro-Bio Tech (ULiège) pour la chaire d'écologie.

