

UNIVERSITE LIBRE DE BRUXELLES
Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire
Faculté des Sciences

Pollution et contamination des sols aux
métaux lourds dues à l'industrie
métallurgique à Lubumbashi :

Empreinte écologique, impact paysager,
pistes de gestion

Mémoire de fin d'Etudes présenté par
Isabelle VRANKEN
en vue de l'obtention du grade académique de
Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

Année académique 2009 – 2010

Directeurs : Prof. Marie-Françoise GODART, Prof. Jan BOGAERT

Remerciements

Un immense merci avant tout à mes promoteurs, les Professeurs Jan BOGAERT et Marie-Françoise GODART, pour leurs conseils, leur patience et le temps précieux qu'ils ont consacré à la supervision de ce mémoire.

Merci aux doctorants lushois, le Docteur AMISI MWANA YAMBA, Messieurs François MUNYEMBA KANKUMBI, Jean-Pierre DJIBU KABULU, doctorants du Professeur Jan BOGAERT, ainsi qu'à Monsieur Dieudonné TSHIBANDA KABUMANA, doctorant du Professeur Marc DEGREGZ, pour leurs précieuses informations concernant la situation à Lubumbashi, indispensables étant donné que l'auteur de ce mémoire n'a pas eu l'occasion de s'y rendre, mais également pour leurs conseils, leur présence, leur dévouement et les échanges particulièrement enrichissants que nous avons eus tout au long de l'élaboration de ce mémoire.

Merci également aux Professeurs Pierre MEERTS et Anne STEENHOUT, au Docteur Tom BAULER, à Monsieur Patrick FRENAY, ainsi qu'à Monsieur Quentin LIVIN, ingénieur à la STL, pour leurs références bibliographiques, commentaires et leurs conseils.

Merci à Messieurs Adi MAMA et Benoît-Xavier LAMBERT, pour leur assistance technique, respectivement en S.I.G. et en L^AT_EX.

Enfin, un merci tout particulier à ma famille et mes amis, pour leur soutien moral, leurs conseils et leur aide à la relecture.

Résumé

Depuis le début du siècle dernier à Lubumbashi (République démocratique du Congo), l'usine de traitement de minerai de cuivre de la société publique Gécamines, a longtemps pollué les sols avoisinants par ses fumées chargées en cuivre. Ces émissions ont un impact sanitaire et environnemental substantiel. Sous le vent de l'usine, la végétation est détruite, et l'érosion des sols nus en résultant disperse les polluants dans l'environnement.

L'objet de ce mémoire est d'intégrer plusieurs recherches en cours sur cette pollution pour y formuler des pistes de gestion durable qui préservent l'environnement et la santé.

Ce mémoire repose principalement sur deux travaux. Le premier est une analyse de la structure spatiale de la végétation, pour identifier l'empreinte écologique d'un cône de pollution issu de l'activité de l'usine Gécamines. Le second est une analyse de perception de l'impact paysager de l'activité minière et métallurgique par les habitants.

Les pistes de gestion proposées préconisent le recours à la phytoremédiation, moins coûteuse que les techniques classiques de décontamination (enlèvement des terres, traitements chimiques). Cette technique consiste à revégétaliser les sols nus contaminés à l'aide de plantes tolérantes aux métaux lourds. Elle permet soit d'immobiliser les contaminants, soit de décontaminer les sols. L'applicabilité de cette technique à Lubumbashi est testée selon divers facteurs : relief, degré de contamination, proximité de la population.

Ces recherches ont montré la nécessité de combiner les techniques où elles étaient les plus adaptées selon les critères précédemment mentionnés. Une typologie de zones à remédier a ainsi été élaborée, assortie d'un ensemble d'actions pour chaque zone, associant diverses formes de phytoremédiation à d'autres mesures décontaminatoires ou anti-érosives. Il a été tenté d'en maximiser la valorisabilité économique, par souci de viabilité : foresterie sur les zones les moins contaminées, vente de biomasse cupricole comme minerais, etc.

En effet, la faisabilité technique de ces actions est conditionnée par la faisabilité économique et institutionnelle. Une prise en charge par l'Etat congolais d'un projet de gestion de l'ampleur attendue est peu probable, étant donné sa corruption et son manque de moyens. L'idée de valorisation pour les entreprises locales mais aussi les citoyens est alors avancée dans une optique de partenariat pour permettre l'application de la gestion.

Beaucoup de données manquent pour concrétiser la gestion : pour caractériser la nature, l'intensité et la distribution spatiale de la pollution, ou évaluer le potentiel de remédiation des espèces métallophiles. Ce mémoire présente l'intérêt de cibler les données nécessaires, existantes ou non, à l'élaboration d'un plan de gestion, afin d'orienter les recherches ultérieures à Lubumbashi, pour pouvoir coordonner les recherches sur place.

Table des matières

I	Présentation de la problématique	1
I.1	Introduction générale	1
I.2	Question et hypothèse de recherche	1
I.2.1	Question de recherche	1
I.2.2	Hypothèse de réponse	2
I.3	Contexte de la problématique	2
I.3.1	Contexte géographique et situation	2
I.3.1.1	Localisation de Lubumbashi	2
I.3.1.2	Caractéristiques du site	2
I.3.2	Contexte socio-économique	5
I.3.2.1	Genèse coloniale de la ville	5
I.3.2.2	Population	5
I.3.2.3	Conditions de vie et de travail	6
I.3.2.4	Développement de l'industrie extractive et métallurgique	7
I.4	Problématique de l'activité industrielle	8
I.4.1	Description des procédés métallurgiques	8
I.4.2	Description des rejets atmosphériques	10
I.4.3	Descriptions des impacts potentiels	11
I.4.3.1	Etat de l'environnement : contamination	11
I.4.3.2	Impacts primaires : dégradation de la végétation	12

I.4.3.3	Impacts secondaires : l'érosion des sols nus	13
I.4.3.4	Impacts tertiaires : santé et perception humaines du paysage	13
I.5	Contexte académique du mémoire	14
I.6	Place du mémoire dans le cadre de la formation	15
II	Socle scientifique	16
II.1	Références théoriques de base en écologie du paysage	16
II.2	Empreinte écologique du cône de pollution	17
II.2.1	Références théoriques : structure spatiale et dynamique du paysage	17
II.2.1.1	Indices de structure spatiale utilisés	17
II.2.1.2	Matrice de transition, processus de transformation spatiale, détection du changement	18
II.2.2	Matériel et méthodes de collecte et de traitement de l'information . .	19
II.2.2.1	Classification des images satellites	19
II.2.2.2	Analyse de la structure spatiale de l'occupation du sol . . .	21
II.2.2.3	Dynamique de l'occupation du sol	21
II.2.3	Résultats à intégrer dans la stratégie de gestion	22
II.2.3.1	Classification de l'image satellite Quickbird de 2005	22
II.2.3.2	Empreinte écologique de la pollution par les fumées des Gécamines	23
II.2.3.3	Analyse de la dynamique du paysage dans le cône de pollution	24
II.2.4	Discussion	25
II.2.5	Conclusion partielle	28
II.3	Perception de l'impact des activités métallurgiques	29
II.3.1	Référence théorique : l'image de la ville selon LYNCH	29
II.3.1.1	Concepts fondateurs de la qualité pittoresque de la ville . .	29
II.3.1.2	Éléments de base de l'espace urbain	30

II.3.2	Méthodes de collecte et traitement de l'information	31
II.3.2.1	Reconnaissance du terrain par les observateurs	31
II.3.2.2	Interviews des résidents lushois	31
II.3.2.3	Elaboration des cartes cognitives	32
II.3.3	Résultats à intégrer dans la stratégie de gestion	33
II.3.3.1	Carte des observateurs et image collective de la ville	33
II.3.3.2	Analyse de l'impact de l'activité minière à Lubumbashi sur la perception	33
II.3.4	Discussion	34
II.3.5	Conclusion partielle	36
III Pistes pour l'élaboration d'une stratégie de gestion		37
III.1	Techniques de réhabilitation existantes	37
III.1.1	Contrôle de la pollution à la source	37
III.1.2	Délocalisation des usines	38
III.1.3	Méthodes courantes de décontamination des sols	39
III.1.3.1	Excavation des terres	39
III.1.3.2	Traitements sans excavation	40
III.1.4	Phytoremédiation	40
III.1.4.1	Types de plantes métallophiles	41
III.1.4.2	Différentes techniques de phytoremédiation	42
III.1.4.3	Utilisation des biotechnologies pour la phytoremédiation	47
III.2	Proposition de méthode et modalités d'application	48
III.2.1	Aspects méthodologiques de la gestion de sites pollués	48
III.2.2	Faisabilité des techniques de remédiation dans le contexte de la problématique	51
III.2.3	Actions proposées	54

III.2.3.1	Proposition de typologie des zones à remédier	54
III.2.3.2	Actions sur le site de la Gécamines	54
III.2.3.3	Actions dans le noyau urbain exposé	55
III.2.3.4	Actions en périphérie proche exposée	57
III.2.3.5	Actions en périphérie dans le cône de pollution	59
III.2.3.6	Synthèse graphique des actions proposées	60
III.3	Impacts des actions proposées	61
III.3.1	Impacts sur le milieu abiotique	63
III.3.1.1	Géologie et géomorphologie	63
III.3.1.2	Hydrologie	64
III.3.1.3	Climat et air	64
III.3.2	Impacts sur la structure du paysage et conséquences biotiques et abiotiques potentielles	65
III.3.3	Impacts sur le milieu biotique	66
III.3.3.1	Biodiversité	66
III.3.3.2	Milieu aquatique	67
III.3.4	Impacts sur le milieu humain	67
III.3.4.1	Paysage, perception, patrimoine monumental	67
III.3.4.2	Cadre socio-économique	68
III.3.4.3	Habitat, conditions sanitaires	69
III.3.4.4	Bruit et vibrations	69
IV	Discussion de la stratégie de gestion	70
IV.1	Rôle des pouvoirs publics et mise en œuvre	70
IV.1.1	Instruments de l'action publique en place en R.D.C.	70
IV.1.1.1	Cadre institutionnel existant et priorités relatives à l'environnement	70

IV.1.1.2	Implémentation des instruments de gestion de l'environnement	71
IV.1.1.3	Analyse de la non-application des mesures environnementales	72
IV.1.2	Cadre d'implantation du projet de phytoremédiation	73
IV.1.2.1	Cadre légal et instruments permettant l'application du projet	73
IV.1.2.2	Manques à pallier et perspectives pour l'application du projet	74
IV.2	Méthodes : critique, justifications, recommandations	74
IV.3	Perspectives pour les recherches ultérieures	77
V	Conclusions générales	78
V.1	Contexte de la remédiation : schéma DPSIR	78
V.2	Synthèse des recherches et résultats	79
V.3	Perspectives d'utilisation	80
	Bibliographie	81
	Glossaire	89
	Annexes	

Table des figures

1	Localisation générale de Lubumbashi	3
2	L'arc cuprifère du Katanga et de la Zambie	4
3	Subdivisions administratives de Lubumbashi.	6
4	Résumé des étapes du traitement des scories par la STL	10
5	Problématique de la pollution atmosphérique des sols due à l'industrie métallurgique à Lubumbashi.	14
6	Disciplines et compétences mobilisées pour la réalisation de ce mémoire . .	15
7	Définition des zones à tester sous et hors des fumées	20
8	Valeurs des indices R_1 pour les différentes zones de test sous et hors fumées	23
9	Valeurs des indices R_2 pour les différentes zones de test sous et hors fumées	23
10	Valeurs des indices de fragmentation pour la végétation et les sols nus dans les différentes zones de test	23
11	Evolution de la composition du paysage dans le cône de pollution de Lubumbashi dans les quadrilatères de 77 km ²	24
12	Matrice de transition entre 1956 et 1984 définie pour les zones de 77 km ² . .	25
13	Matrice de transition entre 1984 et 2005 définie pour les zones de 77 km ² . .	25
14	Matrice de transition entre 2005 et 2009 définie pour les zones de 77 km ² . .	25
15	Illustration des éléments de l'espace urbain	30
16	Terril de Lubumbashi et cheminée des Gécamines	32
17	Terrain dénudé en bordure d'habitations	32

18	Aspects problématiques de l'image de Lubumbashi liés aux activités minières et métallurgiques	35
19	Exemple d'emploi de gabions pour stabiliser une pente	59
20	Chorème de la situation existante à Lubumbashi.	61
21	Chorème du scénario 1 (le plus efficace).	62
22	Chorème du scénario 2 (minimise les coûts).	62
23	Schéma DPSIR appliqué à la problématique	78
24	Arbre de décision pour identifier les processus de transformation spatiale .	V
25	Matrice de transition entre 1956 et 1984 pour les zones de 101 km ²	VI
26	Matrice de transition entre 1984 et 2005 pour les zones de 101 km ²	VI
27	Matrice de transition entre 2005 et 2009 pour les zones de 101 km ²	VI
28	Matrice de transition entre 1956 et 1984 pour les zones de 500 km ²	VI
29	Matrice de transition entre 1984 et 2009 pour les zones de 500 km ²	VII
30	Carte des observateurs pour Lubumbashi	IX
31	Carte de l'image collective de Lubumbashi	X
32	Espèce caractéristique de chaque groupe écologique sur sols métallifères . .	XI
33	Différents horizons dans un profil de sol	XII
34	Profils d'un sol ferralitique en présence et absence de couverture végétale .	XIII
35	Caractéristiques des différents types sols autour de Lubumbashi	XIV
36	Exemple de matrice d'impact	XV

Liste des tableaux

1	Emissions dans les fumées à la sortie des <i>Water-Jackets</i> de la raffinerie Gécamines à Lubumbashi	11
2	Emissions dans les fumées à la sortie du convertisseur de la raffinerie Gécamines à Lubumbashi	11
3	Valeurs moyennes des indices sous et hors fumées	23
4	Proposition de typologie de terrains pour le plan de gestion.	54
5	Proposition d'actions pour la gestion de la pollution aux métaux lourds des sols à Lubumbashi.	60
6	Caractéristiques de l'image Quickbird utilisée	IV
7	Caractéristiques des images Landsat utilisées	IV
8	Indices de dynamique structurale des paysages de 77 km ²	VII
9	Indices de dynamique structurale des paysages de 101 km ²	VII
10	Indices de dynamique structurale des paysages de 500 km ²	VIII
11	Espèce caractéristique de chaque groupe écologique sur sols métallifères	XI
12	Causes profondes de la dégradation des terres et de la déforestation	XVI

Présentation de la problématique

I.1 Introduction générale

Lubumbashi est une ville de l'arc cuprifère katangais bâtie pour y implanter une raffinerie de cuivre au début du XX^e siècle. L'activité de cette dernière a dégagé des fumées riches en cuivre déposé sous forme d'un cône de pollution qui a contaminé les sols et détruit la végétation. Ce mémoire s'inscrit dans le cadre d'un projet interuniversitaire de remédiation à cette pollution. Il en ouvre le volet de gestion en luttant contre l'érosion par la phytoremédiation à l'aide de plantes métallophiles afin d'éviter la propagation du cuivre dans l'eau et l'atmosphère de la ville.

Dans un premier temps, les tenants et aboutissants de la problématique seront présentés. Ensuite, les méthodes et données de base au plan de gestion seront exposées. Par après, Les techniques de gestion existantes et des propositions d'actions seront esquissées. Enfin, une discussion et une conclusion résumeront la nécessité et les manques relatifs à ces actions.

I.2 Question et hypothèse de recherche

I.2.1 Question de recherche

Le présent mémoire de fin d'études a pour objectif principal de combiner, dans une stratégie de gestion, différentes recherches relatives à l'écologie du paysage pour faire face à l'impact écologique et paysager de l'activité métallurgique à Lubumbashi, essentiellement liée aux fumées de l'usine des Gécamines (1911-1993).

L'empreinte écologique, comprise ici comme l'impact des fumées sur l'occupation du sol et ses conséquences écologiques. Il s'agit de montrer scientifiquement, à l'aide d'indices de structure spatiale, l'existence d'un cône de pollution partant de l'usine UMHK- Gécamines dans la direction des vents dominants et où la végétation serait dégradée. Cette recherche est basée sur les travaux de M. François MUNYEMBA KANKUMBI, doctorant en sciences agronomiques à l'Université de Lubumbashi (UNILU), dirigé par le Prof. Jan BOGAERT.

La perception au niveau paysager de l'impact de la métallurgie par la population. Il s'agit de montrer, à l'aide des concepts mis au point par l'urbaniste comportementaliste Kevin Lynch, dans quelle mesure les impacts de l'activité métallurgique sont perçus négativement par les Lushois. Ceci est basé sur les travaux du Dr. AMISI MWANA YAMBA, qui a récemment défendu sa thèse en sciences à l'UNILU de Lubumbashi, dirigée par les Prof. Jan BOGAERT et Anselme MBENZA MWAKA.

La question de recherche dans le cadre de ce mémoire est la suivante :

Comment intégrer la perception du paysage et la dégradation de la végétation due à l'activité de la raffinerie des Gécamines à Lubumbashi dans une stratégie de gestion de l'environnement et d'aménagement du territoire urbain ?

I.2.2 Hypothèse de réponse

Les pistes de gestion envisagées dans le cadre de ce mémoire font appel à la phytoremédiation. L'hypothèse de base de ce mémoire est donc la suivante :

L'analyse de l'empreinte écologique du cône de pollution et de la perception peuvent être intégrées dans une stratégie de gestion basée sur l'aménagement du territoire en utilisant les phytotechnologies pour contrer la pression exercée par l'activité métallurgique sur les paysages et les populations humaines.

I.3 Contexte de la problématique

I.3.1 Contexte géographique et situation

I.3.1.1 Localisation de Lubumbashi

Lubumbashi est une ville située à 27°29' de latitude sud et 11°41' de longitude est. Elle est le chef-lieu de la province du Katanga (anciennement Shaba), dans le sud-est de la République Démocratique du Congo (R.D.C), à moins de 20 km de la frontière avec la Zambie.

I.3.1.2 Caractéristiques du site

Climat : type Cwa_6 dans la classification de Köppen : tempéré chaud avec hiver sec et été chaud. La température moyenne annuelle est de 20°C, avec des minima de 8°C et des maxima de 32°C. La saison des pluies dure 5 à 6 mois (de novembre à mars),

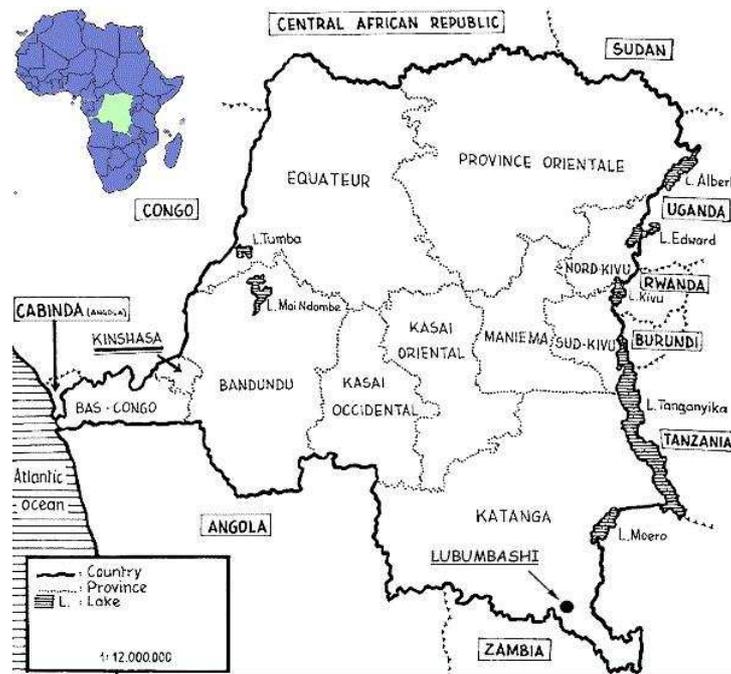


FIG. 1: Localisation générale de Lubumbashi (source : Congo Pages, 2008)

pendant lesquels tombent environ 1200 mm d'eau (CHAPELIER, 1957 ; MOULAERT, 1992). La moyenne annuelle des précipitations entre 1916 et 1986 était de 1232 mm. Il ne tombe pas une goutte de pluie pendant la saison sèche (de mai à septembre), ce qui représente un grand handicap pour l'agriculture. Les mois d'octobre et d'avril constituent des transitions entre saison sèche et saison des pluies. La région est située au niveau d'une zone de convergence intertropicale. Sous l'influence des alizés du sud-est venant de la région de l'Océan Indien, les vents dominants soufflent donc de l'est et du sud-est pendant la plus grande partie de l'année, principalement en saison sèche (Chapelier, 1957 ; Moulaert, 1992). Ceci est important pour comprendre le sens de propagation de la pollution aux métaux lourds sur le sol de Lubumbashi (points I.3.2.1 et I.4).

Géologie et géomorphologie : centre d'un vaste géosynclinal (AMISI, 2010, p. 9) bordé par le plateau de la Ruashi, au nord-est, et les monts Mukwen, au sud-ouest (vers Kipushi). Les agents de transport en masse seront en conséquence particulièrement actifs à Lubumbashi. A une échelle plus locale, le centre historique de la ville est situé sur un plateau de relief calme, entre 1220 et 1240 m (CHAPELIER, 1957). La ville s'étend également sur la rive droite de la Lubumbashi, dont les versants possèdent des pentes allant jusqu'à 10%, sujettes à l'érosion. Le sous-sol est composé de roches sédimentaires précambriennes (système Katangien, -1300 à - 620 Ma) des séries du Roan, Kundegulu supérieur, moyen et inférieur. Celles-ci sont composées de shales feldspathiques et de calcaires. Les sols sont issus de la désagrégation de ces shales (CHAPELIER, 1957), formant des argiles, responsables d'un fort ruissellement des eaux et facilement érodables. Le faisceau R2, dans la série du Roan, dite "série des mines", est riche en gisements cupro-cobaltifères (Moulaert, 1992) ainsi qu'en fer, radium, uranium, or, manganèse, étain, germanium, bauxite, zinc

et diamants (BIT, 2007). L'affleurement de cette série définit la région de l'arc cuprifère katangais, qui s'étend de Kolwezi à Lubumbashi et se prolonge dans le nord-ouest de la Zambie (fig. 2. Le site de Lubumbashi en particulier contient de la cornetite ($\text{Cu}_3(\text{PO}_4)(\text{OH})_3$) en rosettes bleues, exploitées à la mine de l'Etoile (point I.3.2.4).

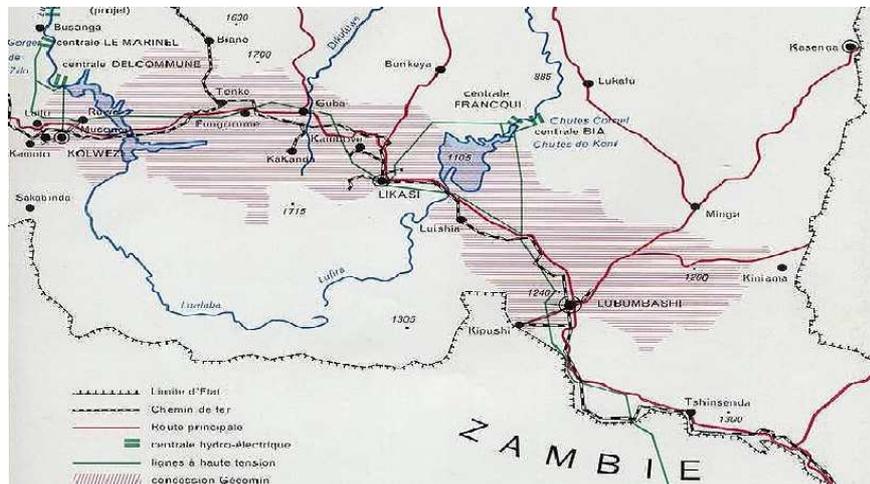


FIG. 2: L'arc cuprifère du Katanga et de la Zambie (source : BIT, 2007).

Végétation : la ville est entourée de savanes anthropiques, résultant de la dégradation de la forêt claire en savane arborée, puis arbustive et finalement herbeuse. (d'après Moulaert, 1992 et l'atlas de Lubumbashi, 1985). La forêt claire (*Miombo*) subsistante ne se retrouve qu'à plusieurs dizaines de kilomètres des extrémités de l'agglomération. Si certains auteurs la considèrent comme la forêt climax de la région, il semblerait cependant qu'elle résulte de défrichements de la forêt dense sèche (*Muhulu*) liés à l'agriculture itinérante sur brûlis, abondamment pratiquée dans la région, ainsi qu'à la fabrication de charbon de bois pour l'activité industrielle (MOULAERT, 1992 ; DJIBU, 2010 ; AMISI, 2010). A une échelle plus locale, les sites miniers, sont bordés des pelouses cupricoles (végétation de hauteur inférieure à 80 cm) et de sols nus. Un rabougrissement des arbustes est observé sous le vent et à proximité de la raffinerie Gécamines, dans la partie sud-est de la ville. Cet endroit est communément appelé le *cône de pollution* de la cheminée des Gécamines.

Hydrographie : ville située sur plusieurs confluent. Le principal, plus proche du centre historique et définissant la position du plateau sur lequel est posée la ville, est celui de la Kafubu avec la Lubumbashi, son affluent, au sud du noyau urbain originel. Les autres confluent dans l'agglomération ont lieu entre la Lubumbashi et la Karavia au centre-ouest de la ville, la Kafubu et la Ruashi à l'est, et entre la Kafubu et la Naviundu, au sud-ouest. Des *dembos* (savannes saisonnièrement inondées) sont formés dans certains fonds de vallée des petits affluents. Un lac de retenue a été aménagé sur la Lubumbashi, dans la partie nord de l'agglomération (BRUNEAU & PAIN, 1990 in MOULAERT, 1992). Ce réseau hydrographique fait partie du bassin versant du fleuve Congo.

I.3.2 Contexte socio-économique

I.3.2.1 Genèse coloniale de la ville

Lubumbashi, anciennement Elisabethville (référence à la reine Elisabeth de Belgique), a été créée en 1910 par les colons belges pour y implanter une industrie métallurgique. Le site, où se trouvait à l'origine un village autochtone, a été choisi pour sa proximité avec de nombreux gisements de cuivre et une ligne de chemin de fer vers le sud-est de l'Afrique, ce qui facilitait l'approvisionnement en charbon pour la métallurgie (NKUKU & REMON, 2006).

En tant que ville nouvelle, elle a fait l'objet d'un plan d'aménagement urbain et a été équipée des logements et infrastructures modernes de l'époque (réseau d'égouttage, électricité, routes, voies ferrées, aéroport) (NZUZI, 1991).

Avant la colonisation, la région de Lubumbashi était habitée par les Bemba, peuple originaire du royaume luba (nord-est du Katanga et sud du Kasai), occupant le nord-ouest de la Zambie (MALAISSE, 1997, p. 29 ; FIERRO, 2010 ; DJIBU, comm. pers.). La ville a ensuite été peuplée par des colons blancs et un apport massif de main d'œuvre africaine originaire du Kasai (nord-ouest du Katanga), du Rwanda et du Burundi (fig. 1). Les populations noires et blanches résidaient dans des quartiers distincts, le quartier européen (actuelle commune de Lubumbashi) étant situé à l'écart et à l'est de l'usine, de sorte que les fumées n'incommodent pas les riverains. Une cité ouvrière a également été créée pour l'usine, à l'ouest de celle-ci et sous ses fumées.

Le noyau originel (actuelle commune de Lubumbashi) s'est progressivement étendu suite à l'arrivée de la main d'œuvre, ce qui a nécessité la création de nouveaux quartiers africains dès 1929. Après l'accession du Congo à l'indépendance, en 1960, la ville s'est exponentiellement étendue. Le noyau a été scindé en deux communes (Lubumbashi et Kampemba) en 1972. En 1982, elle a atteint la superficie de 38 km², contre plus de 120 en 2000. L'explosion démographique a donné lieu à l'apparition d'habitat non planifié et de bidonvilles en périphérie et dans d'anciens espaces verts du noyau originel, donnant lieu à une destructuration du tissu urbain (NKUKU & REMON, 2006).

I.3.2.2 Population

Avec une population d'environ 1 500 000 habitants en 2009 (INS in MUNYEMBA, en préparation), contre 1 200 000 en 2006 (NKUKU & REMON, 2006, p 13), Lubumbashi est la deuxième ville la plus peuplée de la R.D.C. (après Kinshasa). Le taux de scolarisation au niveau primaire est encore faible, et l'est davantage dans les quartiers dits d'auto-construction et dans les villages citadins.

La population s'accroît dans les quartiers du centre et les nouveaux quartiers aisés, tandis qu'elle diminue dans les quartiers d'autoconstruction périphériques, suite à une

migration des jeunes adultes vers des terres cultivables en périphérie (BUKOME, 1984). La superficie de Lubumbashi est en augmentation : la ville s'étend vers la périphérie (NZUZI, 1991). Depuis les années 2000 et l'installation d'entreprises minières étrangères dans la périphérie de Lubumbashi, la ville connaît une explosion démographique sans précédent. Les données socio-économiques chiffrées disponibles sont donc obsolètes. Le choix a dès lors été fait de mettre à jour celles-ci par des estimations qualitatives basées sur des témoignages directs.

I.3.2.3 Conditions de vie et de travail

L'agglomération de Lubumbashi est actuellement composée de 42 quartiers répartis sur 7 communes (NKUKU & REMON, 2006) : Lubumbashi, Kenya, Kampemba, Katuba, Kamalondo, Ruashi et Annexe, commune rurale regroupant l'habitat en périphérie de l'agglomération de Lubumbashi (couronne autour des autres communes). Outre la cité Gécamines (ancien camp ouvrier), le quartier du Golf, qui actuellement se densifie par une population aisée, est également situé dans le cône de pollution.

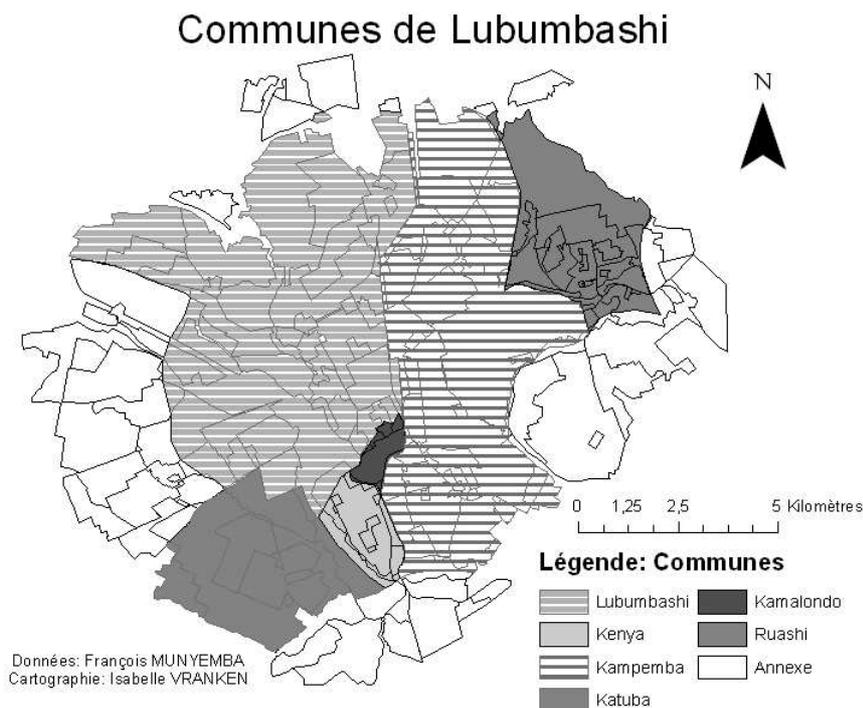


FIG. 3: *Subdivisions administratives de Lubumbashi.*

Jusqu'au début des années 2000, la majorité des habitations étaient construites en dur (briques cuites)(NKUKU & REMON, 2006, p. 102). Les problèmes de coupures d'eau dus à la vétusté des infrastructures, ainsi que le coût de l'abonnement à la REGIDESO (société en charge de la distribution d'eau en R.D.C), engendrent que seulement un dixième des logements sont effectivement approvisionnés en eau courante. Ceci pose problème car les autres sources d'approvisionnement (rivière, puits pour les plus riches ou récolte d'eau provenant de fuites du réseau de distribution), augmentent le risque de contamination aux métaux lourds et bactéries. En effet, les eaux de surface sont contaminées par les effluents

des industries et les eaux usées domestiques, et les eaux puisées sont en contact avec le sol, lui-même contaminé par les poussières (SHENGO & MANSOJ, 2008). Un constat similaire peut être fait en ce qui concerne l'électricité : le réseau existant étant vétuste, la majorité des habitations possédant l'électricité sont équipées de groupes électrogènes.

La commune de Lubumbashi est longtemps restée la plus riche, mais la récente explosion démographique et la déficience des infrastructures de commodités de la ville entraîne une paupérisation du centre, les populations aisées préférant s'établir dans des quartiers périphériques plus spacieux et calmes comme Bel Air (nord-est de la ville) et le quartier du Golf (nord-ouest). La commune Annexe y est la plus pauvre.

Les principales sources de revenus des ménages lushois sont le salaire, les petits commerces, la propriété et l'autoconsommation. La plupart des Lushois qui reçoivent un salaire ne le touchent qu'irrégulièrement. Les petits commerces, généralement tenus par des femmes, sont la principale source de revenus pour la majorité des ménages lushois. Les habitants des quartiers périphériques sont davantage spécialisés dans l'agriculture, dont les produits sont vendus sur les marchés des communes populaires du centre (Kenya, Kamalondo). L'exploitation artisanale du cuivre et du cobalt a lieu sur la commune Annexe, dans d'anciennes mines. Les commerces avec registres sont pratiquement inexistantes. Les sources de revenus dans la ville sont donc essentiellement informelles, comme c'est souvent le cas dans les pays en développement. En 1960, la Gécamines générait à elle seule plus de 40% des revenus de l'Etat (OKAPI, 2009). Actuellement à Lubumbashi, la STL emploie 360 personnes (STL, 2010).

Lubumbashi possède plusieurs hopitaux, dont celui de la Gécamines. C'est également un pôle d'éducation à l'échelle nationale, qui concentre les écoles primaires, secondaires et instituts supérieurs, dont l'UNILU (université d'Etat). La ville est alimentée en vivres par les villes secondaires avoisinantes grâce aux réseaux de communication (chemin de fer, routes, aéroport) développés entre Lubumbashi et celles-ci (NZUZI, 1991).

I.3.2.4 Développement de l'industrie extractive et métallurgique

Le cuivre de l'arc cuprifère était déjà exploité sur les pentes rocheuses par la population locale avant la colonisation. Depuis le *XIV^e* siècle, de petites pièces de cuivre en forme de croix (appelées croisettes) étaient fabriquées dans des fourneaux artisanaux et utilisées comme monnaie (Leteinturier, 1999).

A l'époque de la colonisation belge du Congo, les prospections minières ont débuté dans les années 1870. L'administration coloniale s'est établie au Katanga dans les années 1890 et l'exploitation a commencé vers 1900 (NZUZI, 1991). L'Union Minière du Haut Katanga (UMHK) fut fondée en 1906 pour mettre en valeur les richesses du sous-sol du Katanga, principalement le cuivre. L'usine de raffinage du minerais de cuivre de l'UMHK à Lubumbashi est entrée en fonction en 1911. Elle se situe à 12 km de la mine de

l'Etoile, première mine exploitée dans la région, qui lui fournissait les matières premières. D'autres mines entrées en fonction par après, comme celle de Kipushi (28 km à l'ouest de Lubumbashi) ont également fourni l'usine des Gécamines. La ville s'est développée à l'est de l'usine à partir de 1910. Dans les années 1950, le Congo était le quatrième producteur mondial de cuivre (BRION & MOREAU, 2006). Après les premières opérations de raffinage, les lingots obtenus à Lubumbashi étaient exportés vers la Belgique, où le cuivre était purifié et les métaux précieux (or, argent) extraits par la Société Générale Métallurgique de Hoboken, équipée d'un haut-fourneau pour le traitement des minerais plombo-cuprifères, puis à la raffinerie électrolytique de Olen (Annexe A).

Avec l'indépendance, l'UMHK fut nationalisée congolaise pour devenir la Gécamines (société générale des carrières et des mines), en 1966. La mauvaise gestion et la corruption des dirigeants du gouvernement et de la compagnie ont conduit à une mauvaise santé financière et au rachat de certaines activités de la compagnie par des entreprises privées internationales. Ainsi, l'exploitation du terril de Lubumbashi (pour y récupérer le cuivre, cobalt, zinc et germanium résiduels) a été assignée en 2000 à la STL, Société du Terril de Lubumbashi, détenue à 25% par le groupe Forrest International (Belgique) et 55% par OM (Etats Unis), le troisième actionnaire étant la Gécamines (STL, 2010). La Gécamines possède toujours des installations au Katanga, mais, selon KASAMWA (2002), sa raffinerie de cuivre de Lubumbashi ne fonctionne plus depuis 1996. TSHIBANDA (comm. pers.) nuance cette information en expliquant que l'usine, qui se serait arrêtée en 1993, aurait repris une production réduite au sixième de celle de l'époque coloniale.

Actuellement, les usines métallurgiques en fonction à Lubumbashi sont celles de la STL et d'autres entreprises implantées en périphérie depuis 2000, comme Ruashi Mining (20% Gécamines, 80% Ruashi Holding, Afr. du Sud) et South China Mining (Chine).

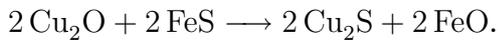
I.4 Problématique de l'activité industrielle

I.4.1 Description des procédés métallurgiques

L'usine des Gécamines de Lubumbashi transformait les minerais cuprifères sulfurés par pyrométallurgie. (MOULAERT, 1992 ; GHISLAIN, 2001).

Dans un premier temps, pour éviter la dispersion de poussières, les minerais subissent une agglomération et un grillage (environ 550°C) avant d'entrer dans un four. L'oxydation partielle des sulfures de fer, présents à des teneurs élevées systématiquement dans tous les minerais sulfurés, donne un "mixte" composé de sulfures de cuivre et fer et d'oxyde de fer. Les agglomérés subissent alors une combustion où les minerais sont portés à haute température, ce qui élimine le soufre sous forme de SO₂ rejeté dans l'atmosphère par la cheminée de l'usine (Ghislain, 2001 ; TSHIBANDA, comm. pers.).

Ensuite, les agglomérés sont enfournés dans des fours appelés *Water-Jackets* (tour de cuve refroidi par une circulation d'eau) avec du coke, utilisé comme agent thermique et réducteur, des fondants (minerais de fer), pour ajuster la température, et parfois des minerais concentrés en cuivre mais pauvre en soufre. L'oxyde de cuivre formé réagit avec le sulfure de fer restant selon la réaction :



A 1300 degrés environ, dans la zone de fusion du four, la séparation se fait par densité entre la gangue qui forme la scorie et les métaux rassemblés dans une matte de teneur d'environ 64 % en cuivre. FeO passe, sous forme de silicates, dans les scories qui surnagent sur la matte fondue (formée par le Cu_2S et le FeS restants : sulfure double de cuivre et de fer). La majorité du fer et une partie du plomb sont ainsi éliminées. La scorie s'écoule par un trou de coulée aménagé au niveau supérieur du creuset ; elle est alors granulée par un jet d'eau froide qui l'entraîne dans des bassins de décantation d'où elle sera évacuée pour être mise à terril. C'est ainsi que le terril de Lubumbashi (estimé à 14 000 000 t, TSHIBANDA, comm. pers.), cône de scories riches en silice, calcaire, soufre, oxydes de fer, cuivre, cobalt et germanium, s'est formé sur le site de l'usine des Gécamines . L'eau utilisée est rejetée dans la rivière Lubumbashi. La matte est conduite par un chenal dans un four d'attente.

La matte est ensuite traitée dans un appareil cylindrique rotatif appelé convertisseur. Celui-ci élimine le soufre et une bonne partie des autres impuretés (fer, plomb, arsenic). Il s'agit de la poursuite de l'oxydation de la matte liquide par de l'air soufflé en 2 étapes (source : Société française de Chimie ; TSHIBANDA, comm. pers.). La première phase, soufflage scorifiant, permet élimination totale du fer et des autres éléments métalliques plus oxydables que le cuivre, qui passent dans des scories. Il reste du Cu_2S (matte blanche). La seconde, soufflage pour le cuivre se déroule selon la réaction : $\text{Cu}_2\text{S} + \frac{3}{2} \text{O}_2 \longrightarrow \text{Cu}_2\text{O} + \text{SO}_2$, puis : $2 \text{Cu}_2\text{O} + \text{Cu}_2\text{S} \longrightarrow 6 \text{Cu} + \text{SO}_2$. Cette opération produit une scorie riche en cuivre qui retourne dans les *Water-Jackets* (TSHIBANDA, comm. pers), tandis que le SO_2 s'échappe par les cheminées. Il reste alors une faible quantité de Cu_2O dans le cuivre, coulé en lingots de 140 à 180 kg. A ce stade, le cuivre brut, noir, ou *blister* a atteint une pureté de 98,5 à 99%. Avant d'être utilisé, il doit subir un raffinage, qui, comme évoqué au point I.3.2.4, était opéré en Belgique.

Il est important de noter que les différentes sources ne s'accordent pas pour savoir dans quelle mesure les fumées de l'usine étaient retraitées avant d'être rejetées dans l'atmosphère. La disponibilité et la fiabilité des données appelle à la prudence quant à la prise de position à ce sujet. TSHIBANDA (comm. pers.) explique cependant qu'un récupérateur de poussières aurait été installé sur les *Water-Jackets*, sans grand succès. Il ajoute que la plupart des poussières sont émises lors du grillage.

L'usine de la STL, propriétaire du tiers de terril le plus riche en cuivre, cobalt et germanium, utilise les scories du terril de Lubumbashi ainsi que 4 % de Coke comme matières premières. La durée d'exploitation est estimée entre 15 et 20 ans (STL, 2010 ;

TSHIBANDA, comm. pers.). Les principales étapes de production sont les suivantes :

A la sortie du grand four (électrique) est obtenu un alliage contenant 18% de cobalt, 10% de cuivre et 66% de fer. Les fumées, qui contiennent 60 à 65% d'oxyde de zinc (ZnO), 10% de plomb et 10 à 15% d'eau, sont traitées par filtre à manche et l'Oxyde de zinc, qui est un co-produit commercialisable, est récupéré sous forme d'une poudre (70% Zn). Les déchets solides, scorie pauvre (0,35% Co, 0,20% Cu, 20% Fe), sont entreposés à côté du terril (STL, 2010, TSHIBANDA, comm. pers.). L'alliage passe alors dans un four à induction (uniquement pour remonter la température) et est ensuite granulé. Une fois empaqueté, il est expédié vers Durban (République Sud-Africaine) par voie de chemin de fer, puis vers Rotterdam (Pays-Bas) et Kokkola (Finlande) par voie maritime (fig. 4).

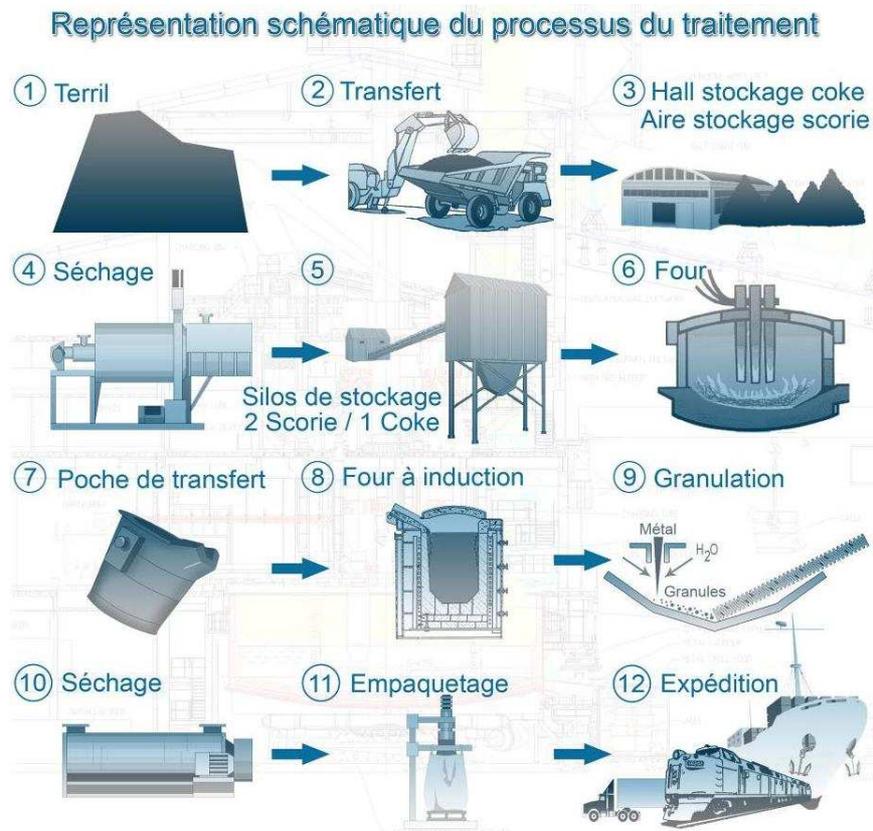


FIG. 4: Résumé des étapes du traitement des scories par la STL (source : STL, 2010).

Certaines des usines métallurgiques nouvellement implantées dans la périphérie de Lubumbashi (point I.3.2.4) utilisent des procédés hydrométallurgiques pour traiter le minerai de cuivre et de cobalt (voir Annexe A).

I.4.2 Description des rejets atmosphériques

Chaque étape du traitement des minerais de cuivre rejette des métaux lourds et des oxydes dans l'atmosphère. En ce qui concerne l'usine des Gécamines à Lubumbashi, la partie des émissions liée à l'agglomération et au grillage, qui émet la majorité du dioxyde de soufre, sort par la cheminée centrale de 150 m de haut (Brion & Moreau, 2006). Le reste

est directement libéré à chaque étape de traitement par de plus petites cheminées.

MOULAERT (1992) a tenté de chiffrer approximativement les quantités de métaux lourds émises par l'usine Gécamines de Lubumbashi (tab. 1 et 2). Cet auteur enjoint toutefois à considérer ces informations avec réserve, vu le peu de disponibilité des données, dû à l'absence de mesures ou de divulgation des résultats. De plus, la source de ces informations, l'époque et les méthodes de collecte employées ne sont pas précisées.

TAB. 1: Emissions dans les fumées à la sortie des fours type Water-Jackets de la raffinerie Gécamines à Lubumbashi (source : MOULAERT, 1992).

Substance	Roches calcaires	Zn	Cu	Pb	S	Cd	As
Emission (kg/h)	1145	328	274	31	17	3	3

TAB. 2: Emissions dans les fumées à la sortie du convertisseur de la raffinerie Gécamines à Lubumbashi (source : MOULAERT, 1992).

Substance	Cu	SiO ₂	S	FeO	Al ₂ O ₃	Co	MgO	Pb	CaO	Zn
Emission (kg/h)	643	300	137	45	31	19	17	17	16	13

La composition des fumées de l'usine STL après traitement n'est pas connue, les seules informations à ce sujet sont la teneur en poussières : entre 30 et 50 mg/m³ (STL, 2010). Avec un débit moyen de 40 000 m³/h, on peut donc estimer les quantités de poussières émises entre 1,2 et 1,5 kg/h, soit environ 2000 fois moins de poussières que la Gécamines.

I.4.3 Descriptions des impacts potentiels

I.4.3.1 Etat de l'environnement : contamination

Les analyses des dépôts (MOULAERT, 1992) et de la structure spatiale de la végétation (MUNYEMBA, 2009), établissent clairement l'origine de la pollution de l'air à Lubumbashi. Celle-ci provient essentiellement des émissions de l'usine Gécamines. La composition des dépôts sur le sol est en effet analogue à celle des poussières émises par cette usine, d'après les analyses de MOULAERT (1992) alors que l'usine était encore en fonction. La teneur en cuivre d'échantillons de sols (entre 2 et 0,5 mm de la surface) collectés par MOULAERT en 1992 était jusqu'à 400 fois supérieure (à quatre kilomètres de la cheminée des Gécamines dans la direction du vent) à celle de la forêt climax du Katanga, soit 309 µg/g (DIKUMBWA, 1991 ; MOULAERT, 1992). De plus, KASHIMBO (2010) a mesuré les teneurs en cuivre, zinc, cobalt, cadmium et plomb par type de sols à diverses profondeurs pour comparaison entre celles de sites naturels locaux et celles du site des Gécamines. Les teneurs sont significativement plus élevées sur le site des Gécamines. Les sédiments déposés en bas de versant (*colluvions*) sur ce site, dans les *dembos* ainsi que ceux des abords des rivières en aval

sont également contaminés. Les métaux étudiés sont caractérisés par une forte corrélation spatiale, sauf le zinc. Cela signifie que certaines zones sont plutôt contaminées par le zinc, tandis que d'autres le sont plutôt par les autres métaux. Les teneurs les plus élevées sont observées dans les horizons superficiels (0 – 20 cm, KASHIMBO, 2010, p. 43), ce qui traduit une contamination anthropique (PRUDENTE *et al.*, 2002).

Le spectre granulométrique des poussières émises au niveau des *Water-Jackets* indique que 79% des particules émises présentent un diamètre entre 31 et 106 μ m, les autres ayant des dimensions inférieures. Les poussières retombent donc majoritairement autour de l'usine. Les retombées de métaux lourds s'observent principalement dans un rayon de deux kilomètres autour de l'usine (région densément peuplée) et dans la direction des vents dominants.

Ces substances contaminent donc l'air ambiant, le sol, la faune (y compris populations humaines), la flore et milieux aquatiques. Des pluies acides (MBENZA *et al.*, 1989 in MUNYEMBA, 2009) sont également engendrées par cette activité, par réaction entre l'eau de pluie et les oxydes de soufre émis par l'usine (LETEINTURIER, 2002).

Les déchets, directement déversés dans la rivière Lubumbashi (cf. point I.4.1), l'ont fortement polluée (KASAMWA, 2002). Les teneurs en métaux lourds tels que le cuivre, le zinc et le cadmium étaient alors plus de 15 fois supérieures aux normes européennes (ASSANI, 1994). De plus, les usines hydrométallurgiques de la Somika, récemment installées au sud-ouest de la ville, ont un impact potentiel sur la contamination des nappes phréatiques exploitées en cet endroit par la REGIDESO pour fournir l'eau de distribution à Lubumbashi (AMISI, 2010).

L'usine STL engendre de moindres émissions, qui touchent les personnes dans un rayon moindre. A titre illustratif, un témoignage relatif à la présence de l'usine STL à côté d'une maternité : "Les femmes enceintes et les mères se plaignent de la fumée de la STL qui intoxique leurs bébés, même si elle n'a plus rien à voir avec le kachoma [nom donné en Swahili à la fumée émise par l'usine des Gécamines, littéralement : *ce qui brûle*, N.D.A.]" (MASUDI, Centre des droits de l'homme in KASAMWA, 2002). Rien n'indique cependant qu'elles n'aient pas d'impact environnemental négatif.

I.4.3.2 Impacts primaires : dégradation de la végétation

Les végétaux ne supportent généralement pas les concentrations élevées en cuivre dans le sol. En effet, le cuivre réagit avec le fer, ce qui provoque une carence en fer pour la plante (chlorose). Plus spécifiquement, l'excès de cuivre dans le sol provoque une réduction de croissance des racines. Un rabougrissement de la plante peut s'en suivre. De plus, le cuivre est bactéricide : il réduit l'activité microbienne dans le sol et donc la vitesse de décomposition de la matière organique dans celui-ci (MOULAERT, 1992 ; LETEINTURIER, 2002).

En conséquence, la végétation est affectée. CHAPELIER, géographe, mentionnait déjà l'effet des fumées sur la végétation à Elisabethville dans les années 1950. De nombreux travaux ont par la suite rendu le même résultat : augmentation de la présence relative de végétation cupricole, rabougrissement, voire absence de végétation sous le vent de l'usine (MUNYEMBA, 2009 ; LETEINTURIER, 2002 ; MALAISSE, 1999 ; MOULAERT, 1992).

Il importe de noter l'effet du SO₂ et du déboisement en région périurbaine, les pluies acides accentuant la tendance à la dégradation de la végétation, exploitée en vue de répondre aux besoins énergétiques de la population (MOULAERT, 1992), ainsi que des activités minières et métallurgiques environnantes. Cette tendance est généralisée dans toutes les villes du Katanga (KASAMWA, 2002).

La présence de fumées dans l'air ambiant a également des conséquences pour la santé humaine (troubles respiratoires, conjonctivites, etc). Ces conséquences ont surtout été observées lors de la période d'activité de la raffinerie des Gécamines et sont qualitativement similaires à celles de l'érosion des sols contaminés (point I.4.3.4).

I.4.3.3 Impacts secondaires : l'érosion des sols nus

Suite à la dégradation de la végétation, les racines des plantes ne retiennent plus le sol, ce qui favorise l'érosion éolienne et par agents de transport en masse (point I.3.1.2). La partie superficielle du sol, qui contient les dépôts de métaux lourds issus de la cheminée de l'usine de Lubumbashi, est alors déplacée vers les points bas, les cours d'eau et dans la direction du vent (ASSANI, 2010). Ainsi, plus de dix ans après la fermeture de la raffinerie des Gécamines, on retrouve encore des traces de sa pollution dans l'environnement. Il est probable que les nappes phréatiques locales aient également été contaminées par les métaux lourds, mais aucune donnée disponible ne le prouve (ASSANI, 2010).

I.4.3.4 Impacts tertiaires : santé et perception humaines du paysage

Même si le cuivre est vital pour l'être humain lorsqu'il est présent en trace dans l'organisme, il est généralement nocif pour la plupart des animaux et des plantes s'il est présent en grande quantité. Une exposition continue aux poussières de cuivre produirait chez l'homme une irritation des muqueuses nasales, la partie supérieure de l'appareil respiratoire humain étant particulièrement vulnérable aux particules cuprifères (CLAYTON, 1981 *in* LETEINTURIER, 2002). Quant au cobalt, il présente également des dangers pour l'homme, notamment à cause de lésions à l'intérieur du muscle cardiaque et de dysfonctionnements de la glande thyroïde qu'il peut provoquer (CLAYTON, 1981 *in* LETEINTURIER, 2002). Le cuivre est transféré dans l'organisme par inhalation des poussières ou par ingestion d'eau ou d'aliments contaminés.

Plusieurs sources indiquent l'effet de l'usine des Gécamines sur la santé des populations locales. Ainsi, BANZA *et al.* (2009) montrent une concentration en métaux lourds

(dont le cuivre et le cobalt, mais pas le zinc) significativement anormale dans les urines des populations résidant à moins de 10 km des installations. Ces observations prouvent que les métaux lourds sont absorbés par la population humaine, soit par inhalation, soit par accumulation dans la chaîne alimentaire. De même, MWAZA (2002), rapporte le témoignage d'un médecin de l'hôpital Jason Sendwe à Lubumbashi, selon lequel, depuis que la cheminée des Gécamines ne fume plus, les admissions pour maladies pulmonaires, dont la tuberculose, ont baissé significativement dans l'hôpital. Un ophtalmologue fait le même constat concernant les atteintes oculaires.

L'érosion et la destruction de la végétation ont également des conséquences au niveau paysager (fragmentation de l'habitat) et de la perception par les habitants. Cet aspect sera développé au chapitre 2. Le schéma présenté en fig. 5 résume l'origine et les conséquences, avérées ou potentielles, de l'activité métallurgique à Lubumbashi.

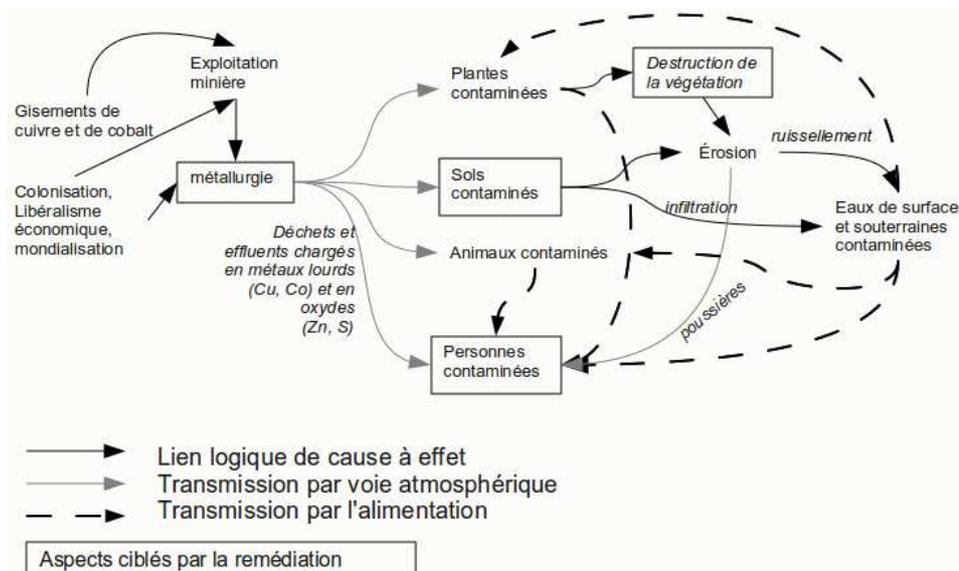


FIG. 5: Problématique de la pollution atmosphérique des sols due à l'industrie métallurgique à Lubumbashi.

I.5 Contexte académique du mémoire

Tout comme les travaux précédemment cités, ce mémoire comporte l'objectif de compléter des projets de coopération universitaire au développement de l'enseignement, la recherche stratégique et le développement durable.

Depuis 2005, le Projet Interuniversitaire Ciblé de Remédiation à Lubumbashi est réalisé pour la Coopération Universitaire au Développement (CUD). Son intitulé complet est : *Appui à la création d'un troisième cycle en biologie végétale et environnement à l'Université de Lubumbashi (UNILU), et approche multiscalaire de la remédiation des sols contaminés*. Ce projet comporte trois volets : formation, recherche et développement. Ce dernier porte notamment sur la réalisation d'un état des lieux des pollutions métalliques en périphérie et de

propositions d'aménagement et gestion des espaces dans une perspective de remédiation des pollutions ou d'atténuation de leurs impacts sur les riverains par phytoremédiation.

Par ailleurs, une bourse de la Coopération Technique Belge est attribuée depuis 2006 à M Jean-Pierre DJIBU KABULU, géographe (DEA en Biologie) lushois et doctorant à l'ULB pour l'UNILU, dans le cadre de ses recherches sur l'évaluation et la cartographie de la déforestation au Katanga. Il étudie l'origine et les impacts de la déforestation et des activités industrielles sur la structure spatiale du paysage, la géomorphologie et le climat.

Les enjeux communs à ces deux projets de développement sont la formation de futurs enseignants en gestion de l'environnement et la possibilité d'offrir un cadre de vie sain à la population locale (du point de vue de l'environnement et de la santé).

Parallèlement à ces projets, un autre projet interuniversitaire d'urbanisme est en cours d'élaboration entre l'ULB et l'UNILU, coordonné en Belgique par le Prof. FRENAY, de l'Institut d'Urbanisme et d'Aménagement du Territoire de l'ULB. Il y est prévu de monter un centre de planification et de gestion urbaines.

I.6 Place du mémoire dans le cadre de la formation

Ce mémoire mobilise différentes compétences multidisciplinaires acquises au cours de la formation de l'auteur (baccalauréat en sciences géographiques et master en sciences et gestion de l'environnement, option aménagement du territoire). De plus, il ouvre des perspectives sur ses recherches ultérieures sur les impacts de l'anthropisation en écologie du paysage. Le diagramme de Ven présenté en fig. 6 illustre cette intégration transdisciplinaire.

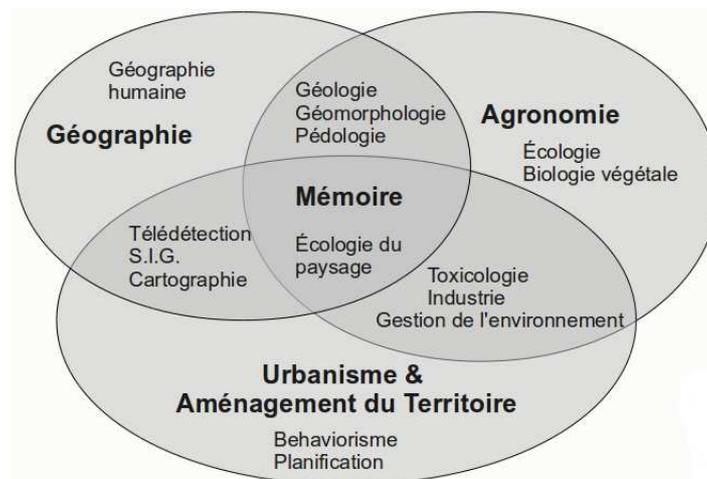


FIG. 6: Disciplines et compétences mobilisées pour la réalisation de ce mémoire (S.I.G : Système d'Information Géographique).

Socle scientifique

II.1 Références théoriques de base en écologie du paysage

Voici présentées quelques notions d'écologie du paysage qui sont importantes pour la compréhension des recherches qui servent de base à l'élaboration des pistes de gestion.

L'écologie du paysage, science jeune, au carrefour de la géographie et de l'écologie et par essence transdisciplinaire, se présente comme le contexte scientifique par excellence pour étudier l'impact des activités anthropiques telles que l'exploitation des mines, l'urbanisation ou l'industrie métallurgique, sur les écosystèmes. Cette discipline a en effet pour mission d'étudier la dynamique spatio-temporelle des composantes biologiques, physiques et sociales des paysages humanisés et naturels.

En écologie du paysage sont mises au point des techniques permettant de quantifier la structure spatiale des paysages et leurs dynamiques, sur base de l'analyse des propriétés spatiales et écologiques des divers éléments qui les composent. Ces éléments sont (FORMAN & GORDON, 1986) : la matrice (*matrix*), large aire d'occupation du sol (composition) relativement homogène, entourant les taches et les corridors ; la tache (*patch*), surface plus petite de composition différente de la matrice, souvent située à l'intersection de corridors ; le corridor, tache de forme linéaire, qui relie des taches d'habitat entre elles.

Sur base de ces éléments constituant la mosaïque paysagère, des indices de composition et de configuration ont été élaborés. On caractérise la composition d'un paysage au moyen du nombre de classes d'occupation du sol, leurs natures et leurs superficies relatives. Quant à la configuration, elle est quantifiée par le nombre de taches au sein de chaque classe d'occupation du sol et leurs propriétés spatiales : taille (généralement représentée par l'aire), forme (souvent indiquée par le périmètre ou par un rapport entre l'aire et le périmètre), isolation (indiquée par l'interdistance entre les taches représentant une même occupation du sol)(BOGAERT et al., 2010). Ces analyses permettent d'identifier les effets de la structure spatiale sur les communautés vivantes, ainsi que de renseigner sur les forces directrices qui ont modelé cette structure spatiale.

Afin d'évaluer la dynamique des paysages, l'écologie du paysage utilise les processus de transformation spatiale ou la matrice de transition (cf. point II.2.1.2), qui renseignent sur les forces directrices de la dynamique paysagère (FORMAN & GORDON, 1986).

II.2 Empreinte écologique du cône de pollution

II.2.1 Références théoriques : structure spatiale et dynamique du paysage

II.2.1.1 Indices de structure spatiale utilisés

Pour lier processus écologique et configuration du paysage, il est nécessaire de décrire la structure spatiale en termes quantifiables (BOGAERT & MAHAMANE, 2005 *in* MUNYEMBA *et al.*, 2010). Les indices de structure spatiale utilisés pour l'analyse paysagère de MUNYEMBA (2010) font appel aux propriétés suivantes (j désigne n'importe quelle classe d'occupation du sol considérée dans l'analyse) :

- le nombre de taches (n_j , pour la classe d'occupation du sol j), d'autant plus élevé que la classe considérée est fragmentée ;
- l'aire des taches (a_j) ;
- le périmètre des taches (p_j).

Afin de comparer la structure spatiale sous les fumées de l'usine de la Gécamines et hors de celles-ci, le rapport R_1 suivant est utilisé. Cet indice relatif permet d'éliminer l'effet de la taille de la zone d'étude, et donc de comparer des zones de tailles différentes. Il s'agit d'un indice de composition (cf. point II.1). Une valeur de R_1 supérieure à 1 indique que le paysage est dominé par la végétation. En comparant les indices R_1 d'une zone qui comporte plus de sols nus qu'une autre, l'indice de la première sera plus faible que celui de la seconde.

$$R_1 = \frac{a_v}{a_s}, \quad (\text{II.1})$$

où a_v et a_s désignent respectivement l'aire totale de végétation et l'aire totale de sols nus.

L'indice suivant, aire moyenne des taches, est calculé pour chaque classe d'occupation du sol étudiée, il s'agit du rapport entre l'aire totale des taches et leur nombre.

$$\bar{a}_j = \frac{a_j}{n_j}. \quad (\text{II.2})$$

Le rapport R_2 entre les aires moyennes de végétation et de sols nus est un indice relatif permettant d'exprimer la fragmentation de la végétation par rapport aux sols nus dans le paysage. Plus la végétation est fragmentée, plus l'indice R_2 sera faible.

$$R_2 = \frac{\bar{a}_v}{\bar{a}_s}. \quad (\text{II.3})$$

La dominance (respectivement $D_v(a_v)$ et $D_s(a_s)$ pour la végétation et les sols nus) est également utilisée. Il s'agit de la part occupée par l'aire de la plus grande tache d'une classe donnée (notée $a_{max,v}$ pour la végétation et $a_{max,s}$ pour les sols nus) dans l'aire totale de cette classe. Plus sa valeur est élevée, moins la classe considérée est fragmentée.

$$D_v(a_v) = \frac{a_{max,v}}{a_v}, \quad (\text{II.4})$$

$$D_s(a_s) = \frac{a_{max,s}}{a_s}, \quad (\text{II.5})$$

II.2.1.2 Matrice de transition, processus de transformation spatiale, détection du changement

La détection du changement consiste à identifier la différence d'état d'un objet ou phénomène observé à différentes époques. Cette technique est utilisée notamment pour l'analyse de changements d'utilisation du sol (SINGH, 1989). Le postulat de base en détection du changement utilisant des données de télédétection est que des changements de couverture du sol doivent résulter en des changements de signature spectrale au niveau du sol. Pour cela, il est important d'éliminer les facteurs externes au changement de couverture du sol pouvant induire un changement de réponse spectrale, tels que les conditions météorologiques ou les saisons, en appliquant des corrections aux images et en comparant des images prises à la même période de l'année.

La technique de détection du changement utilisée ici est la comparaison post-classification. Elle nécessite que les classifications aient été réalisées de façon indépendante pour chaque image (SINGH, 1989). Cela consiste à identifier spatialement chaque tache sur l'image d'origine et son équivalent sur l'image postérieure. Les parties de la tache qui n'auront pas changé, ainsi que chaque changement de la classe d'origine vers une autre classe seront affectés à de nouvelles classes particulières identifiant et localisant le type de changement. Le résultat de cette comparaison peut être visualisé sur une carte. Cette technique présente l'avantage de minimiser l'effet des facteurs extérieurs à la signature spectrale. L'inconvénient est que cette détection dépend fortement de la qualité des deux classifications précédentes : une aire mal classée dans une seule des images peut induire une fausse identification de changement (SINGH, 1989).

La technique de la matrice de transition consiste à comparer les classes d'occupation ou d'utilisation du sol de chaque parcelle sur deux images relatives à une même région en deux époques différentes. Elle se présente sous forme d'une grille (matrice) à double-entrée (lignes et colonnes), qui peut être remplie par des pourcentages de la superficie totale de la zone étudiée ou en utilisant un nombre absolu (par exemple une superficie en km^2). Chaque parcelle est classée selon son occupation du sol sur la carte de départ (en lignes)

et sur celle de la date ultérieure (en colonnes). Cette technique permet d'identifier chaque changement à l'œuvre, de le quantifier et d'en interpréter le processus qui le sous-tend. Par exemple, le remplacement de parcelles de forêt par des parcelles d'habitat traduit un processus d'urbanisation.

Sur la diagonale sont présentés pour chaque classe le nombre ou pourcentage de pixels qui n'ont pas changé d'affectation du sol entre les deux dates. Des matrices de transition sont présentées en fig. 12 et 13.

Pour identifier le processus de transformation spatiale subi par chaque classe d'occupation du sol étudiée, un arbre de décision simple à utiliser et recourant à des indices facilement calculables a été proposé par BOGAERT *et al.* (2004, voir Annexe C). Les indices utilisés pour distinguer ces processus, aire, périmètre et nombre totaux de taches, avant et après transformation, sont détaillés au point II.2.1.1. Pour une classe d'occupation du sol donnée, les processus se présentent selon la typologie suivante (KOFFI *et al.*, 2007 ; BARIMA *et al.*, 2009). Agrégation, fusion de taches de même occupation du sol ; suppression, disparition des taches ; création, formation de nouvelles taches ; déformation, changement de forme des taches ; agrandissement, augmentation de la taille des taches ; perforation, apparition de trous (autre occupation du sol) dans les taches ; déplacement, translocation des taches ; rétrécissement, réduction de la taille des taches ; fragmentation, rupture de la continuité entre plusieurs taches contiguës ; dissection, subdivision des taches (stade antérieur de la fragmentation).

II.2.2 Matériel et méthodes de collecte et de traitement de l'information

II.2.2.1 Classification des images satellites

Une image satellite Quickbird de Lubumbashi (Annexe B et fig. 8) a servi de base à une classification hybride non supervisée – supervisée. Cette opération consiste à regrouper des régions de signature spectrale semblable sur l'image pour former des classes d'occupation du sol. Après avoir été exécutée automatiquement par des logiciels de traitement d'image (classification non supervisée), cette première classification a été ajustée manuellement par MUNYEMBA afin de faire correspondre les classes identifiées par le logiciel aux classes d'occupation du sol qu'il voulait voir figurer sur l'image (classification supervisée). Ceci s'opère en désignant des zones d'entraînement sur l'image : il s'agit de portions (fixées ici à 96 m², Eastman, 2003 *in* MUNYEMBA *et al.*, 2008) de la carte possédant la signature spectrale caractéristique de l'occupation du sol qu'on souhaite lui faire correspondre. Une fois les zones d'entraînement d'une classe définies, le logiciel identifie les pixels de l'image possédant une signature spectrale semblable et les affecte à cette classe.

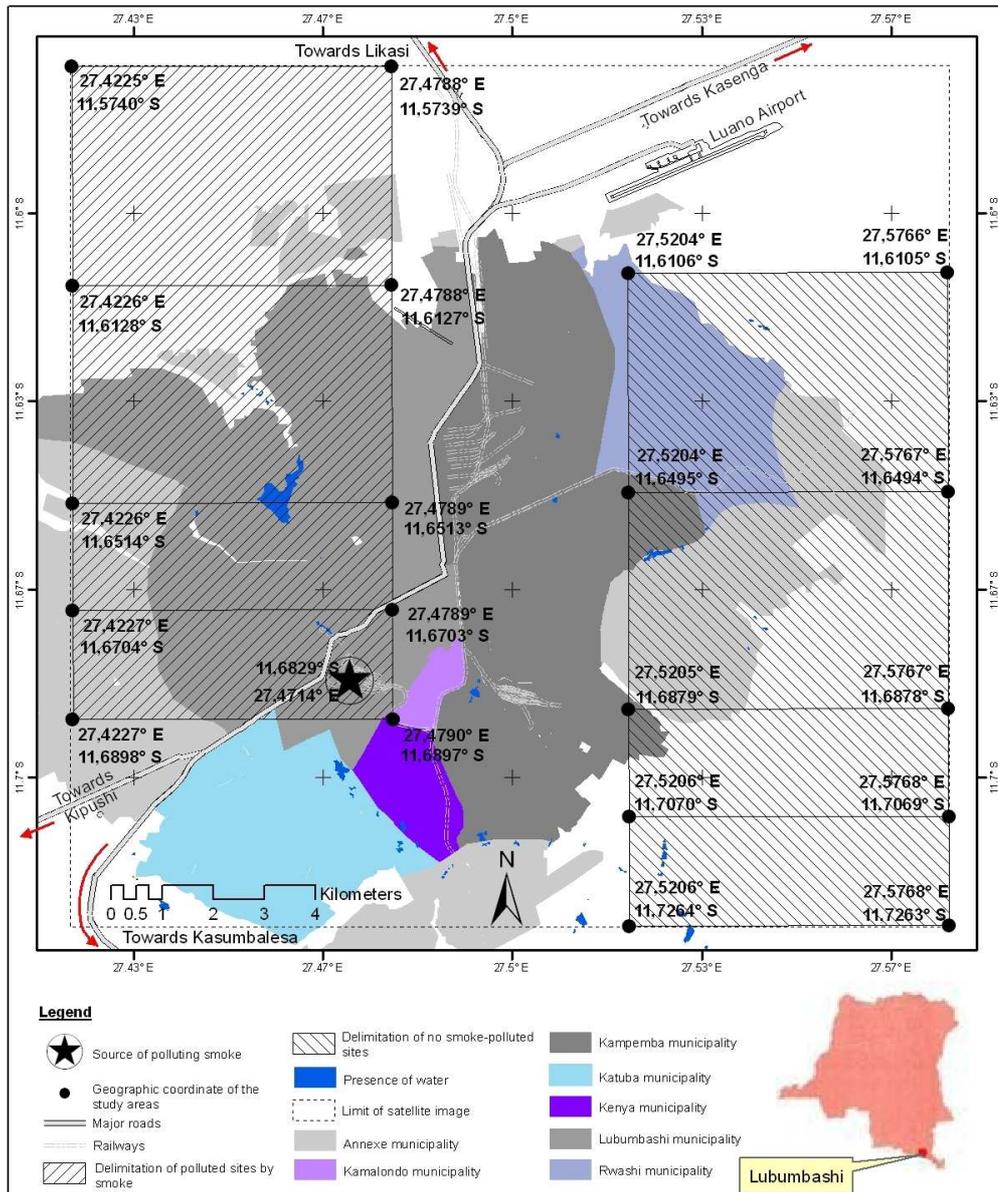


FIG. 7: Définition des zones à tester sous et hors des fumées (source : MUNYEMBA et al., en préparation).

Les 50 classes obtenues par la classification non supervisée ont été regroupées en 13 à l'aide de diverses méthodes liées à la similarité des signatures spectrales des classes identifiées (KOVACH, 2003 in MUNYEMBA et al., 2008). Beaucoup de classes correspondent à différents types de végétation et de sols nus, classes importantes dans le cadre de l'analyse de la structure spatiale de la végétation.

Un plan de sondage stratifié (selon chaque classe identifiée) par point a ensuite été élaboré pour permettre une vérification sur terrain en comparant l'occupation du sol observée sur le lieu des points sélectionnés (localisés à l'aide d'un appareil GPS) et sur l'image classifiée.

Deux autres images satellites ont également été classifiées selon la même méthode afin de réaliser une analyse diachronique de l'occupation du sol dans la région. Il s'agit

d'images Landsat de 1984 et 2009 (caractéristiques : Annexe B). Les zones d'entraînement pour la classification supervisée ont été définies à partir de l'image de 2009 (MUNYEMBA, en préparation, ch. II, p. 8), faute de disponibilité de données de terrain de même résolution sur 1984, bien que cela puisse introduire un biais de classification. Huit classes d'occupation du sol ont ainsi été définies sur chaque image pour l'analyse diachronique.

En ce qui concerne l'identification de l'empreinte écologique du cône de pollution, une zone d'environ 78 km² centrée sur Lubumbashi a été découpée dans l'image Quickbird pour les analyses ultérieures. 13 classes d'occupation du sol ont tout d'abord été définies. Pour l'analyse de la structure spatiale de la végétation permettant d'identifier le cône de pollution, ce nombre a été réduit à 4 : sols nus, végétation, sol bâti, eau. La résolution spatiale de l'image a également été réduite à 39 m pour figurer parmi la gamme de résolution considérée comme adéquate à l'analyse de structure spatiale d'un tel paysage (O'NEILL *et al.* in MUNYEMBA *et al.*, 2010). En effet, une résolution trop fine fournissait un rendu pointilliste pour la forme des taches, difficile à interpréter.

II.2.2.2 Analyse de la structure spatiale de l'occupation du sol

La technique consistait à appliquer les indices de structure spatiale précédemment mentionnés (II.2.1.1) à des portions de terrain situées sous le vent de l'usine Gécamines ainsi qu'en dehors (zone témoin) afin de mettre en évidence l'effet des fumées sur la structure spatiale de la végétation et des sols nus. Différentes zones de test de différentes tailles ont été définies sous et hors de la zone supposée être le cône de pollution. Le choix a été fait de définir des zones rectangulaires emboîtées de 13, 26 et 52 km², s'étendant vers le nord. Ont ainsi été obtenus deux jeux de trois zones sous et hors fumées (fig. 7), afin de prendre en compte l'effet de l'éloignement à la source et de l'étendue de la zone testée.

Ensuite, les indices cités plus haut ont été calculés pour chacune des zones. Les indices R_1 et R_2 (formules II.1 et II.3), qui sont des rapports comparant uniquement des taches de végétation et de sol nu permettent d'éviter l'influence des aires absolues de végétation et de sol nu ainsi que les différences entre les zones non liées à la pollution (MUNYEMBA *et al.*, en préparation). Pour que l'influence des fumées soit prouvée, les valeurs de R_1 des zones définies sous les fumées doivent être inférieures à celles des zones hors fumée, et de même pour les valeurs de R_2 . En ce qui concerne les valeurs de dominance (formules II.4 et II.5), les valeurs de $D_v(a_v)$ sous les fumées sont attendues plus faibles qu'hors des fumées, et inversement pour les valeurs de $D_s(a_s)$ (MUNYEMBA *et al.*, en préparation).

II.2.2.3 Dynamique de l'occupation du sol

Afin d'évaluer l'impact des actions anthropiques sur le paysage en général, et plus particulièrement l'impact de la pollution aux métaux lourds, une analyse de la dynamique de l'occupation du sol dans le cône de pollution de l'usine des Gécamines a été effectuée. Celle-ci s'est basée sur les classifications des trois images satellites mentionnées au point

II.2.2.1, ainsi qu'une carte de l'occupation du sol de la plaine de Lubumbashi en 1956. Les cartes d'occupation du sol en-issues ont été agrégées à la même résolution spatiale pour éliminer l'effet de la précision dans la comparaison. Pour ce faire, la technique de la Minimum Mapping Unit (SAURA, 2002 *in* MUNYEMBA, en préparation) a été utilisée pour égaliser le grain des quatre cartes à 30 m.

Ensuite, pour tester l'effet de l'étendue sur le processus de changement, comme précédemment, différentes zones de test de tailles différentes (77, 101 et 500 km²) et emboîtées les unes dans les autres ont été définies sur les différentes cartes (MUNYEMBA, en préparation). L'allongement de ces zones a été défini dans la direction des vents dominants (i.e : le nord-ouest). L'image Quickbird de 2005 ne comporte pas de zone de test de 500 km² en raison de sa trop petite étendue.

Pour analyser la dynamique de l'occupation du sol, des techniques de télédétection et d'écologie du paysage ont été utilisées : la détection du changement (SINGH, 1989), la matrice de transition (Hong *et al.*, 2009) et les processus de transformation spatiale (Bogaert *et al.*, 2010). La détection du changement a été effectuée à partir de comparaison par paires successives de zones de test issues des cartes d'occupation du sol (de 1956 à 1984, de 1984 à 2005, puis de 2005 à 2009) pour produire :

- Des cartes de synthèses indiquant le type de changement subi par chaque tache d'occupation du sol,
- Des matrices de transition,
- Des indices (cf. II.2.1.1) donnant lieu à l'identification des processus de transformation spatiale en utilisant l'arbre de décision mis au point par Bogaert *et al.* (2004).

II.2.3 Résultats à intégrer dans la stratégie de gestion

II.2.3.1 Classification de l'image satellite Quickbird de 2005

L'image classifiée à 13 classes a montré visuellement que l'occupation du sol sous le vent des cheminées de l'usine des Gécamines était différente du reste du paysage, sans toutefois pouvoir identifier clairement les bordures du cône de pollution. Cette image indique également que les sols nus présentent différents degrés d'érosion, dont certains sont déjà réduits à l'état de cuirasses latéritiques, ce qui empêcherait potentiellement la repousse de la végétation de façon irréversible. Envisager la reverdurisation sur ces sols peut donc s'avérer ardu. En effet, ces cuirasses sont le résultat du processus d'érosion des sols ferrallitiques (Annexe G), fréquents dans les régions de climat chaud à saison sèche, dont Lubumbashi. (KASHIMBO, 2010, p. 19, pour description des sols de Lubumbashi, en annexe G) Les horizons superficiels du sol sont évacués et l'horizon inférieur (B), riche en métaux lessivés, une fois exposé à l'érosion, forme une croûte stérile (Annexe G).

II.2.3.2 Empreinte écologique de la pollution par les fumées des Gécamines

La végétation domine les sols nus ($R_1 > 1$) tant hors fumées que sous fumées, mais cette dominance est plus importante hors des fumées(3, MUNYEMBA *et al.*, 2010). Les taches de végétation sont également plus grandes hors des fumées, et les différences de taille entre végétation et sols nus sont plus grandes hors fumée (voir valeurs de R_2). Les indices de dominance montrent que la végétation est moins fragmentée hors exposition aux fumées que sous celles-ci, et que réciproquement les sols nus sont moins fragmentés sous les fumées qu'en dehors (fig. 15).

TAB. 3: Valeurs moyennes des indices sous et hors fumées (source : MUNYEMBA *et al.*, en préparation).

	Sous les fumées (moyenne)	Hors fumées (moyenne)
R_1	2	3,5
R_2	5	13

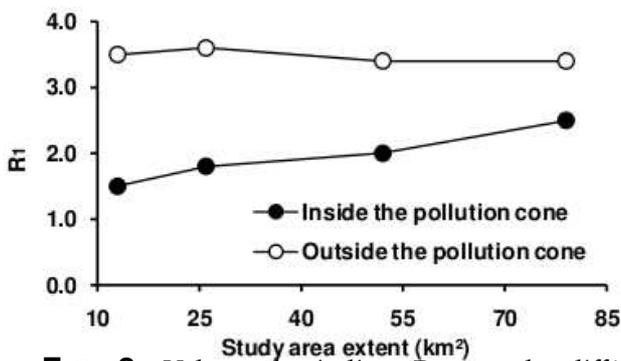


FIG. 8: Valeurs des indices R_1 pour les différentes zones de test sous et hors fumées (source : MUNYEMBA *et al.*, en préparation).

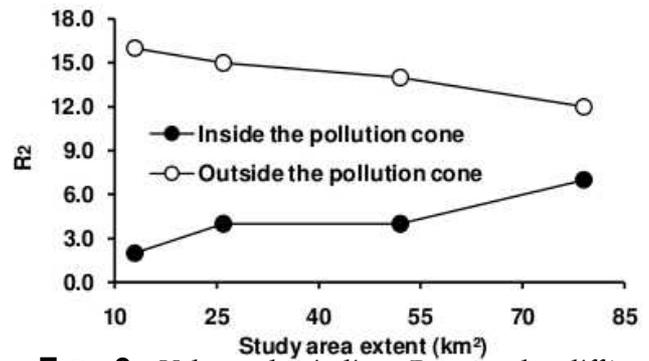


FIG. 9: Valeurs des indices R_2 pour les différentes zones de test sous et hors fumées (source : MUNYEMBA *et al.*, en préparation).

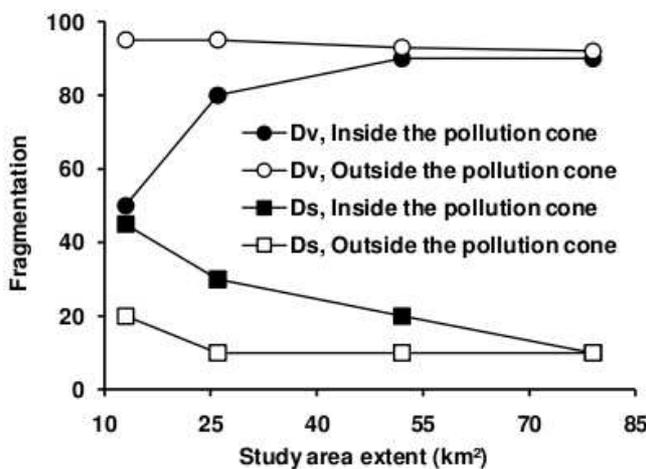


FIG. 10: Valeurs des indices de fragmentation pour la végétation et les sols nus dans les différentes zones de test (source : MUNYEMBA *et al.*, en préparation).

En ce qui concerne la comparaison des résultats des zones de différentes tailles, d'après les fig. 8 et 9, les valeurs pour les zones les plus grandes sont davantage semblables que lorsqu'on compare les valeurs des plus petites zones sous et hors fumées.

II.2.3.3 Analyse de la dynamique du paysage dans le cône de pollution

On constate l'effet de l'aire d'origine sur la propension au changement : plus l'aire d'origine de la classe considérée est grande, moins l'aire affectée par le changement sera proportionnellement importante. Ainsi, une même diminution absolue pour une classe fortement répandue et une autre peu répandue apparaîtra comme moins importante pour la première. Cet artéfact ne doit pas faire oublier l'importance que cette diminution peut avoir sur les processus écologiques locaux.

Pour les échantillons de 77 km² (MUNYEMBA, en préparation), de 1956 à 1984, les principaux changements observés sont l'augmentation de l'aire de l'eau (due à la construction d'un lac de retenue au nord de la ville), l'augmentation de l'aire des sols nus (de 0,3 km² à 12, 2 km²), ainsi que de l'aire du terril. La forêt claire a également diminué de 85% (de 60, 7 km² à 8,9 km²). De 1984 à 2005, l'aire des sols bâtis a presque doublé pour atteindre 7,3 km². L'aire des sols nus a augmenté de 75% et la savane s'est également étendue. Une diminution de 85% de l'aire de terril a également été enregistrée. Entre 2005 et 2009, l'aire du bâti a plus que triplé pour atteindre 32,6 km², tandis que l'aire de terril a augmenté de 17%. La fig. 11 synthétise ces évolutions.

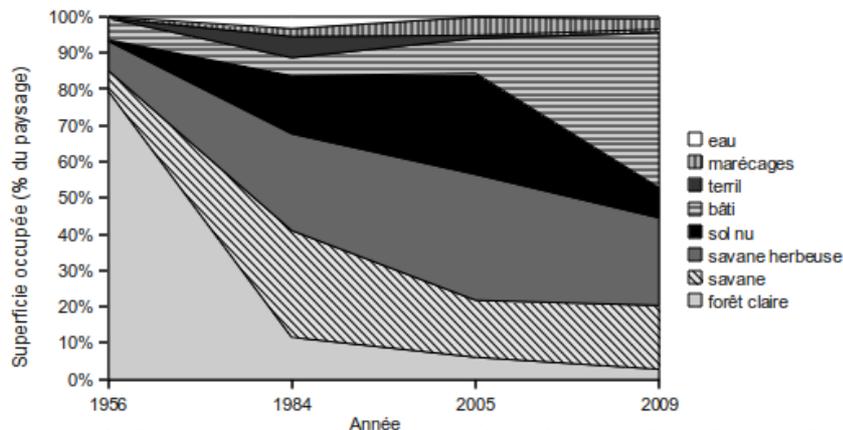


FIG. 11: Evolution de la composition du paysage dans le cône de pollution de Lubumbashi dans les quadrilatères de 77 km² (données : MUNYEMBA, en préparation).

En ce qui concerne l'analyse de transition, les matrices en fig. 12 à 14 montrent les changements d'occupation du sol subis sur la zone de test de km² sur les trois intervalles de temps étudiés. Les autres matrices sont présentées en annexe (D) à titre indicatif.

De 1956 à 1984 (toujours sur base des zones de test de 77 km²), la forêt claire a partiellement été remplacée par des savanes, et plus faiblement par des sols nus et bâtis. Le processus dominant est la savanisation (54% du paysage), suivi de la désertification (16%) et de l'urbanisation (3%). De 1984 à 2005, la savanisation s'est poursuivie, tandis qu'une partie des sols nus ont été bâtis ou remplacés par de la savane. Une faible proportion de la savane a connu une succession écologique vers la forêt claire. Les phénomènes dominants sont, par ordre d'importance : savanisation, désertification, urbanisation et succession écologique. De 2005 à 2009, ces tendances se sont poursuivies, par l'urbanisation des

1984	Savane	S. herbeuse	F. claire	Sol nu	Bâti	Marécage	Terril	Eau
Savane	1.43	0.78	1.15	0.45	0.34	0.31	0.93	0.30
S. herbeuse	0.94	1.00	2.69	1.42	0.62	0.10	0.55	0.86
F. claire	26.92	24.88	7.60	12.75	2.40	1.15	2.37	1.28
Sol nu	0.02	0.02	0.01	0.12	0.11	0.01	0.06	0.01
Bâti	0.05	0.00	0.13	1.18	1.56	0.57	1.83	0.52
Marécage	0.03	0.02	0.02	0.02	0.01	0.00	0.00	0.29
Terril	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.13	0.02
Eau	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03

FIG. 12: Matrice de transition entre 1956 et 1984 définie pour les zones de 77 km², en pourcentages de l'aire totale du paysage (source : MUNYEMBA, en préparation).

2009	bâti	eau	f. claire	marécages	savane	s. herbeuse	sol nu	terrill
bâti	5.42	0.01	0.07	0.12	0.36	0.70	2.87	0.05
eau	0.01	0.04	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.01
f. claire	1.62	0.02	0.49	0.36	1.75	1.78	0.07	0.00
marécages	1.19	0.43	0.45	1.05	1.28	0.61	0.01	0.01
savane	5.58	0.01	0.11	0.08	2.66	7.02	0.26	0.00
s. herbeuse	14.21	0.07	1.14	0.85	7.94	8.88	1.53	0.07
sol nu	14.51	0.06	0.52	0.34	3.51	5.09	3.61	0.26
terrill	0.10	0.01	0.00	0.02	0.07	0.07	0.00	0.59

FIG. 13: Matrice de transition entre 1984 et 2005 définie pour les zones de 77 km², en pourcentages de l'aire totale du paysage (source : MUNYEMBA, en préparation).

2009	battis	eau	f. claire	marécages	savane	s. herbeuse	sol nu	terrill
battis	5.42	0.01	0.07	0.12	0.36	0.70	2.87	0.05
eau	0.01	0.04	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.01
f. claire	1.62	0.02	0.49	0.36	1.75	1.78	0.07	0.00
marécages	1.19	0.43	0.45	1.05	1.28	0.61	0.01	0.01
savane	5.58	0.01	0.11	0.08	2.66	7.02	0.26	0.00
s. herbeuse	14.21	0.07	1.14	0.85	7.94	8.88	1.53	0.07
sol nu	14.51	0.06	0.52	0.34	3.51	5.09	3.61	0.26
terrill	0.10	0.01	0.00	0.02	0.07	0.07	0.00	0.59

FIG. 14: Matrice de transition entre 2005 et 2009 définie pour les zones de 77 km², en pourcentages de l'aire totale du paysage (source : MUNYEMBA, en préparation).

savanes et des sols nus, par ailleurs partiellement reverdurisés en savanes. Les terrils se sont faiblement étendus sur les sols nus, les savanes et le bâti.

En termes de processus de transformation spatiale, de 1956 à 1984, le nombre de taches a augmenté pour toutes les classes. La forêt claire a subi une dissection, au profit de la création d'autres taches de savanes, de bâti, de sols nus, de terrils, ainsi que d'eau et de marécages. De 1984 à 2005, de nouvelles créations ont eu lieu (marécages, savanes, sols nus, bâtis), tandis que les terrils ont connu un processus de suppression, et que la dissection de la forêt claire s'est poursuivie. Entre 2005 et 2009, les savanes et le bâti ont connu un processus d'agrégation. La forêt claire a quant à elle subi la suppression de certaines de ses taches résiduelles, de même que pour les sols nus.

En comparant les résultats pour les zones de test de différentes tailles, les phénomènes liés à l'urbanisation sont minimisés, alors que la tendance à la désertification et la savanisation est davantage mise en évidence. Un autre artefact similaire est le changement de la dissection de la forêt claire en fragmentation pour de plus grandes zones de test considérées.

II.2.4 Discussion

Les résultats des recherches de MUNYEMBA montrent bien que la structure spatiale de la végétation par rapport aux sols nus est singulière sous le vent de l'usine Gécamines, avec

des sols nus plus présents et une végétation plus fragmentée. Ce phénomène est probablement dû à l'effet des fumées chargées en métaux lourds et oxydes. Le fait que la végétation soit malgré tout dominante dans le cône de pollution peut être expliqué par le stade de dégradation des sols, qui serait encore transitionnel dans certaines zones, ou encore par le fait que certaines aires sous les fumées aient déjà été colonisées par de la végétation métallicole. Quant à l'effet de la taille des échantillons testés, MUNYEMBA (en préparation) émet l'hypothèse que l'augmentation de similarité entre zones de grande taille est due à l'éloignement croissant de la source d'émission en-issu. Les terrains davantage éloignés de la source seraient dès lors moins contaminés, donc moins dégradés. Il est important de prendre l'information relative au degré d'érosion des sols en compte dans la stratégie de gestion des sols contaminés, non seulement car envisager la reverdurisation sur ces sols peut s'avérer ardu dans ces conditions, mais aussi car les sols qui n'en sont pas encore atteints sont menacés de le devenir. Il est donc crucial d'agir avant que la dégradation soit irréversible.

L'étendue des zones de test a un effet considérable sur leur contenu et subséquemment sur la dynamique du paysage perçue. En effet, les échantillons de plus grande dimension comportaient une moindre proportion d'espace bâti, vu qu'elles s'étendaient de plus en plus loin du noyau urbain. Ceci a permis d'obtenir davantage de précision quant aux phénomènes d'urbanisation et de création de terrils à petite échelle et près de la source d'émission, et sur les phénomènes de savanisation et de fragmentation de la forêt claire à une échelle plus vaste et plus loin de la source.

L'extension des surfaces de sols nus a eu principalement lieu à proximité du noyau urbain, et donc de l'usine Gécamines. Leur création est attribuée à la destruction du couvert végétal à proximité de l'usine, probablement à cause de l'impact de la pollution aux métaux lourds. La désertification n'est pas le processus dominant sur l'ensemble du paysage, mais son impact écologique n'est pas négligeable. Dans le cône de pollution, la forêt claire a été transformée en savane arbustive puis herbacée. Cette substitution résulte majoritairement de l'exploitation de la forêt pour la fabrication du charbon de bois, du passage annuel des feux de forêt (LEBLANC ET MALAISSE, 1978), de l'expansion de l'agriculture et du bâti. Elle est également occasionnée par la pollution aux métaux lourds, particulièrement sur le site du quartier Pengapenga. La légère colonisation des sols nus par la savane entre 1984 et 2009 pourrait être liée à l'arrêt de l'activité des Gécamines, mais les éléments disponibles ne permettent pas de le prouver.

En 2009, les sols nus proches du noyau urbain ont disparu au profit du bâti. La ville s'est surtout étendue vers le nord et le nord-ouest, c'est-à-dire précisément dans le cône de pollution, malgré les travaux précurseurs de l'identification du cône de pollution dès la fin des années 50 (CHAPELIER, 1957 ; LEBLANC & MALAISSE, 1978 ; MOULAERT, 1992). En effet, les sols laissés nus suite à la dégradation de la végétation sont plus facilement envahis par les constructions que s'il fallait défricher (MUNYEMBA, en préparation). L'évolution des surfaces de terrils a permis d'apprendre qu'ils étaient utilisés comme remblais dans

la construction de routes ou pour la lutte contre l'érosion (MUNYEMBA, en préparation). Or ces scories contiennent encore des métaux lourds et des sulfures (point I.4.1), toxiques pour l'environnement et la santé (LIVIN, comm. pers), susceptibles d'être dispersés dans l'atmosphère et les eaux de surfaces, voire souterraines. En conséquence, leur usage dans le cadre de la lutte anti-érosive peut être remis en question, et celle de leur traitement ou de leur élimination mérite d'être posée dans le cadre de la gestion de la contamination des sols. TSHIBANDA (comm. pers.) signale toutefois que ces scories sont relativement stables et donc peu dangereuses et qu'elles pourraient être considérées comme des déchets de classe 3 (inertes) après un traitement chimique.

Contrairement à beaucoup de travaux destinés à montrer l'existence d'une contamination des sols due aux fumées industrielles (STEINNES *et al.*, 1997, YANG *et al.*, 2009), les méthodes utilisées ne font pas appel à la collecte et analyse d'échantillons de sols. Cette caractéristique comporte l'avantage de limiter le coût et le temps de recherche liés à la prospection sur le terrain, atout non négligeable dans le cadre d'un projet ayant lieu dans un pays en développement avec un budget limité. Cependant, le corrolaire négatif de cette méthode est son manque de spécificité : si une corrélation est mise en évidence entre la localisation probable du cône de pollution et la dégradation de la végétation, cela n'apporte pas la preuve d'un lien causal, en termes de processus, entre les deux phénomènes. En effet, bien qu'il soit peu probable que ceux-ci soient spatialement distribués de la même manière que l'effet des fumées, en toute rigueur scientifique, il n'est pas à exclure que d'autres facteurs soient également responsables de la dégradation de la végétation dans la région. Par exemple, l'agriculture sur brûlis et la coupe de bois de chauffe, pratiques courantes, et les concentrations de fond en ETM pourraient également donner lieu à des sols nus. Si la question de la remédiation à ces problèmes peut également se poser, il reste cependant important d'en distinguer les causes, qui pourront déterminer d'autres stratégies de gestion plus adaptées que la phytoremédiation.

Ce manque de spécificité est partiellement pallié par une analyse diachronique, qui renseigne davantage sur les processus à l'œuvre. La fiabilité de cette approche comporte cependant la limite liée à la différence de résolution spatiale entre les données de 1956 et les images satellites, ce qui peut introduire un biais dans la détection du changement. D'autre part, des recherches sur la teneur en métaux lourds dans le sol ont déjà été effectuées à Lubumbashi (MOULAERT, 1992 ; MUKOBO, 2007 ; KASHIMBO, 2010). Ces résultats semblent confirmer l'existence du cône de pollution, il serait donc intéressant, dans une optique de gestion, d'évaluer la corrélation spatiale entre les sols nus trouvés par MUNYEMBA et les sols contaminés identifiés par MOULAERT, dans l'optique de renforcer l'identification des causes de la dégradation de la végétation. Ceci permettrait d'adapter les stratégies de gestion pour chaque type de processus à responsables des sols nus observés. De son côté, MUNYEMBA ajoute que des données botaniques (i.e : les espèces végétales présentes sur les sols dégradés) devraient être liées à ce phénomène (MUNYEMBA *et al.*, en préparation). Si certaines études botaniques (LETEINTURIER *et al.*, 1999 ; MALAISSE *et*

al., 1999 ; LETEINTURIER, 2002 ; SHUTCHA *et al.*, 2010) et pédologiques (MOULAERT, 1992 ; MUKOBO, 2007 ; KASHIMBO, 2010) ont déjà été réalisées dans la région, seuls les résultats de MUKOBO, qui se limitent aux abords immédiats du site de la Gécamines, ont été partiellement intégrés dans les travaux de distribution spatiale des sols nus effectués par MUNYEMBA. D'autres échantillonnages de sols dans le cône de pollution sont actuellement en cours mais les résultats ne sont pas encore disponibles. Davantage de recherches sur la distribution spatiale des sols contaminés et de la flore métallicole seraient valorisables afin d'en intégrer les résultats, au moyen d'un S.I.G., dans une stratégie de gestion (POGGIO & VRŠČAJ, 2009). Pour limiter les coûts de ces recherches, il est possible limiter les prospections et d'interpoler les résultats sur des surfaces par modélisation spatiale.

D'autre part, il serait utile à l'élaboration d'un plan de gestion de connaître l'extension spatiale du cône de pollution. MUNYEMBA (en préparation) a montré la diminution de l'effet des fumées sur la structure avec la distance et l'étendue de la zone d'étude. Pour compléter cette analyse, isoler l'effet de la distance dans la direction des vents dominants, ainsi qu'identifier un angle d'ouverture approximatif du cône serait intéressant. L'étude de STEINNES *et al.* (1997) montre que des dépôts de cuivre peuvent encore influencer la composition du sol à 100 km de l'usine de cuivre et de nickel de Kristiansand (sud de la Norvège) dans la direction des vents dominants. Cependant, des opérations de remédiation sur de telles distances étant difficilement envisageables, il conviendrait de déterminer un seuil de distance à laquelle l'effet des fumées n'engendrerait plus de risque sanitaire significatif pour les populations, ce qui limiterait la zone à traiter par phytoremédiation.

Pour déterminer l'extension du cône, il est proposé, d'une part, d'analyser la structure spatiale de la végétation et des sols nus selon la même méthode que MUNYEMBA sur des zones de test de mêmes dimensions, distribuées sur différentes directions autour de la direction principale des vents dominants le long de cercles concentriques de rayon croissant à partir de la cheminée Gécamines à partir de l'image Landsat de 2009. D'autre part, en considérant l'intérêt que pourrait représenter l'étendue du cône dans la direction principale de propagation des fumées, isoler l'effet de la distance sur l'impact des fumées pourrait se faire en appliquant le même traitement des informations que MUNYEMBA à des zones de identiques situées à des distances croissantes de la cheminée selon la direction principale de propagation des fumées, sur la classification de l'image Landsat de 2009.

II.2.5 Conclusion partielle

Il existe bel et bien un cône de pollution qui s'étend vers le nord-ouest depuis la cheminée de la raffinerie de cuivre des Gécamines. Celui-ci est identifié par un rabougrissement de la végétation et une présence accrue de sols nus, qui présentent différents degrés d'érosion. La phytoréhabilitation des sols nus contaminés s'avère nécessaire pour réduire les risques d'exposition humaine aux poussières chargées en métaux lourds et fournir un

cadre de vie plus sain aux populations. Cependant, le fait que certains sols contaminés aient été construits rend la phyto-remédiation d'autant plus difficile que la décontamination est y prioritaire. En effet, l'urbanisation est très dense sur la partie de la ville couverte par la fumée, et les populations sont fortement exposées à la contamination (BANZA *et al.*, 2008). Il est important d'en tenir compte dans la stratégie de gestion.

II.3 Perception de l'impact des activités métallurgiques

II.3.1 Référence théorique : l'image de la ville selon LYNCH

Kevin Lynch, architecte, psychologue et anthropologue américain, a vécu de 1918 à 1984 et travaillé pour le Centre de Recherches Urbaines du M.I.T. de Cambridge (JAEGER, 1995, p. 34). Fondateur du mouvement urbaniste *Anthropopolis*, il a cherché à identifier les formes constitutives du système urbain, celles qui engendrent des images fortes et structurantes dans le chef des habitants, pour fonder des principes de design urbain agréable à vivre (LYNCH, 1976, pp. 14; 60).

Il entend évaluer la qualité visuelle de la ville en interrogeant l'image mentale que le citoyen en a pour en construire une carte de perception constituée d'éléments structurants de base. Ses critères de qualité sont reposent sur quatre concepts fondamentaux.

II.3.1.1 Concepts fondateurs de la qualité pittoresque de la ville

Premièrement, le concept de lisibilité, traduit la facilité d'identification et d'organisation des éléments du paysage urbain en un ensemble cohérent (LYNCH, 1960). Une bonne lisibilité résulte d'un équilibre entre l'ordonnancement, qui, poussé à l'extrême, peut donner une impression de monotonie, et la surprise, agréable à titre ponctuel, mais pouvant désorienter et induire un sentiment de malaise dû au manque de repères. Les concepts de structure et identité, indissociables de la signification affective ou fonctionnelle, sont la reconnaissance des éléments de la ville comme des entités distinctes (identité), assortie de la relation spatiale que l'observateur entretient avec ces éléments (structure)(LYNCH, 1960).

La construction de l'image collective de la ville est le résultat d'un processus de va-et-vient entre l'observateur et son milieu (LYNCH, 1960). Elle est donc propre à chaque individu. Les constances dans les images individuelles constituent l'image collective de la ville qu'en ont les citoyens. Elle est faite d'éléments structurants de la ville auxquels ils sont confrontés. Enfin, l'imagibilité est la capacité d'un objet physique à susciter une forte image mentale à n'importe quel observateur (LYNCH, 1960). La forme, la couleur et l'arrangement spatial des objets facilitent la création d'images mentales fortes et structurantes. D'autres paramètres entrent également en compte : la signification sociale de l'endroit, sa fonction, son histoire, voire son nom, la sensibilité de l'observateur.

II.3.1.2 Éléments de base de l'espace urbain

Les définitions qui suivent résument les propos de Kevin LYNCH, dans son ouvrage *L'image de la cité* (1960) et sont illustrés en fig. 15.

Les limites (*edges*) sont des éléments linéaires, des frontières qui séparent deux régions et servent ainsi de références latérales. Certaines joueront davantage le rôle d'éléments de liaison entre deux quartiers, d'autres plutôt de barrières isolantes. Les voies (*paths*) sont les chemins le long desquels l'observateur se déplace, quel que soit le moyen de transport. Ces éléments sont prédominants dans l'image de la ville car c'est de là qu'elle est la plus observée. Les nœuds (*nodes*), quant à eux, sont des lieux stratégiques de décision pour l'usager, convergences de chemins, par lesquels l'usager peut pénétrer l'espace, ou de concentration de certaines fonctions. Les points de repère (*landmarks*) sont des références ponctuelles pour l'observateur, qui, contrairement au cas des nœuds, y reste externe. Il s'agit d'éléments saillants, singuliers par rapport à l'ensemble. Ils seront définis différemment selon l'échelle d'observation : un point de repère visible de loin sera défini à une échelle plus vaste. Facilement identifiables par celui qui parcourt la ville, leur identification en tant que point de repère dépendra de la familiarité de l'usager pour les lieux. Les quartiers (*districts*), zones relativement étendues de la ville, possèdent des caractères visuels ou des ambiances particulières qui permettent de les identifier, de telle façon qu'on peut les reconnaître de l'intérieur. La nature de ces éléments varie selon la ville (fonction, architecture, matériaux, habitants, degré d'entretien, etc). S'ils ont des limites nettes, cela peut renforcer leur identité, ce qui peut désorganiser de la ville par fragmentation en quartiers. Ils sont isolés ou intégrés à une mosaïque continue de quartiers en interrelations. Les quartiers de voisinage doivent être distingués des quartiers physiques. La définition des quartiers de voisinage est difficile car les frontières peuvent se baser sur des événements historiques, des zones à tendance politique. D'autre part, les formes physiques peuvent conduire à désigner, à classer de façon erronée un quartier. (Amisi, 2010, p. 48)

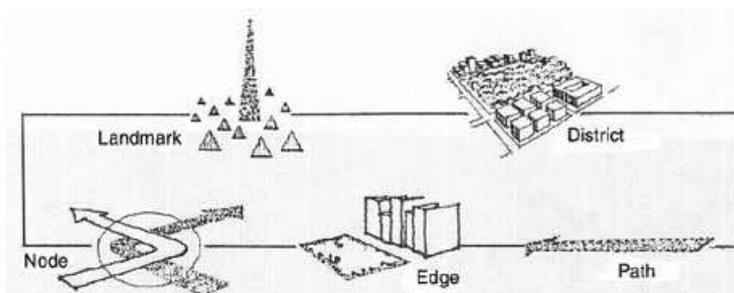


FIG. 15: Illustration des éléments de l'espace urbain (source : LYNCH, 1960).

Ces éléments de l'espace urbain présentent des similarités par rapport au modèle *patch-corridor-matrix* de FORMAN en écologie du paysage (AMISI, 2010, p. 38). Ainsi, les nœuds et les points de repère de LYNCH peuvent correspondre aux taches de FORMAN, les voies aux corridors et les quartiers à des matrices, englobant les taches et corridors (point II.1).

Les travaux de LYNCH ont inspiré la psychologie environnementale et la planification générale, notamment dans les domaines de l'aménagement urbain et du tourisme. Ils ont donné lieu au développement des techniques de cartographie cognitive : représentation graphique de l'image mentale que le chercheur se fait d'un ensemble de représentations discursives énoncées par un sujet à partir de ses propres représentations cognitives, à propos d'un objet particulier (WILDE, 2005 *in* AMISI, 2010, p. 45).

LYNCH était pionnier dans le domaine de la consultation du public en aménagement du territoire. Il a mis au point une méthode facilement applicable avec laquelle il pouvait évaluer les émotions sur la qualité de l'environnement (PEARCE & FAGENCE, 1996).

II.3.2 Méthodes de collecte et traitement de l'information

AMISI (2010) se base sur les méthodes de LYNCH (1960), qu'il adapte à la situation locale. Il a ainsi introduit la notion de *limite-point*, les frontières linéaires n'étant pas toujours bien définies dans les pays en développement. En effet, les villes occidentales étudiées par LYNCH sont généralement ceinturées par des boulevards qui en définissent les limites, alors que les villes comme Lubumbashi s'étendent le long d'axes routiers (AMISI, 2010, p. 42). Il s'agit donc d'un point définissant l'entrée ou la sortie de la ville ou du quartier. Les analyses d'AMISI (2010) ont été réalisées pour différentes villes minières du Katanga : Lubumbashi, Kipushi, Likasi et Kolwezi. Le présent travail n'en exposera que la partie concernant Lubumbashi.

II.3.2.1 Reconnaissance du terrain par les observateurs

Les enquêtes de terrain ont été réalisées par AMISI et deux personnes formées aux techniques d'observation et aux théories de LYNCH. Ceci a permis de réduire le biais de subjectivité induit par la perception individuelle. La zone d'étude a été délimitée empiriquement sur base des limites perçues par les observateurs.

Ils ont parcouru la ville à la recherche de ses éléments structurants et de leurs interrelations. Les forces et faiblesses ainsi que la visibilité des éléments de l'espace urbain ont ainsi été répertoriées à l'aide de photographies, puis classés en éléments dits mineurs ou majeurs. Une carte de l'observateur a alors été dressée. Une autre carte collective issue des esquisses de plan tracées par les personnes interrogées a également été réalisée.

II.3.2.2 Interviews des résidents lushois

Des personnes ont été rencontrées au hasard en parcourant la ville et interrogées. Le nombre de personnes à interroger n'était pas fixé d'avance, mais arrêté lorsque le nombre d'éléments de l'espace urbain cités s'arrêtait d'augmenter (utilisation d'une courbe de saturation, AMISI, 2010, p. 41), ce qui correspondait à 100 personnes pour Lubumbashi.

Dans le but d'explorer la relation qu'entretient la population locale avec l'activité métallurgique, des photographies prises au cours de la reconnaissance du terrain ont été utilisées pour les interviews (exemples fig. 16 et 17). Les personnes interrogées devaient fournir une appréciation des paysages exposés. Les réponses ont été classées selon une échelle analogique bipolaire allant d'une appréciation positive à négative, afin de pouvoir obtenir une appréciation moyenne pour l'ensemble des répondants. Une analyse de préférence paysagère par classement d'items a également été réalisée entre dix clichés des paysages de la ville. Les résultats ont été agrégés selon la méthode de BORDA (cote la plus élevée attribuée à l'image préférée, addition des cotes par image pour tous les répondants).



FIG. 16: Exemple de photographie montrée par AMISI lors des interviews : terril de Lubumbashi et cheminée des Gécamines (source : AMISI, 2010)



FIG. 17: Exemple de photographie montrée par AMISI lors des interviews : terrain dénudé en bordure d'habitations (source : AMISI, 2010)

Les personnes étaient interrogées sur base d'un questionnaire unique, leur demandant de décrire leur ville, trajets habituels et éléments rencontrés, éléments et quartiers les plus faciles à identifier et pourquoi, ainsi que leur sentiment par rapport à eux et une appréciation de la ville. Des questions plus précises ont été posées sur les activités métallurgiques : installations, transport, effets indirects. Il était demandé de les indiquer sur une carte, citer les caractéristiques qui permettaient de les identifier et un avis sur l'effet des déchets et effluents rejetés par les usines métallurgiques dans leur ville (fumées, eaux usées, solides).

Les éléments cités par chaque personne ont été classés par type (limite, point de repère, quartier, voie, nœud) et fréquence de citation, puis repris dans une carte de l'image collective de la ville sur base de leur propre expérience.

II.3.2.3 Elaboration des cartes cognitives

La carte de l'observateur ainsi que la carte de l'image mentale des personnes interrogées ont été réalisées à l'aide d'un S.I.G. en replaçant les éléments de l'espace urbain sur une image satellite de la ville (bande panchromatique de résolution 0,60 m sur la même image Quickbird qu'utilisée par MUNYEMBA). La similarité des deux cartes a ensuite été analysée en construisant une matrice de similarité et des coefficients de similarité.

II.3.3 Résultats à intégrer dans la stratégie de gestion

II.3.3.1 Carte des observateurs et image collective de la ville

Par souci de concision, cette section sera limitée à la présentation des éléments structurants liés à l'activité minière et métallurgique.

La carte résultant des prospections des trois observateurs est présentée en annexe E. Les éléments y figurant confèrent l'imagibilité à la ville. On y retrouve des éléments relatifs à l'activité minière et métallurgique en tant que limites ou points de repères tels que les bâtiments jumeaux des bureaux de la Gécamines, le terril, la cheminée Gécamines, le site contaminé de l'usine Gécamines, les barrières entourant les bâtiments de la STL.

Il ressort des interviews que les éléments symbolisant Lubumbashi sont d'abord la cheminée des Gécamines et le terril, perçus comme des symboles de la richesse géologique du pays et témoins de l'activité minière à la base du développement de la ville. Les indices de similitude entre les interviews et l'enquête des observateurs indiquaient un indice moyen de similarité de 82%.

En ce qui concerne les voies, deux axes principaux ont été identifiés : nord-sud et est-ouest. Tous deux offrent des perspectives visuelles sur des éléments liés à l'industrie métallurgique (bâtiments Gécamines et STL). Parmi les limites citées figure l'anticlinal Ruashi-Etoile (70% des citations), qui abrite les exploitations Ruashi mining et Chemaf. Les points de repères principaux sont dans 65% des cas liés à l'activité métallurgique : cheminée Gécamines, terril, tours jumelles des Gécamines. De nombreuses entreprises minières et métallurgiques étaient également citées comme nœuds : l'usine Gécamines, citée par 73% des répondants, l'usine de la STL (fréquence de citation : 65%), l'usine Ruashi Mining (41%) ainsi que plusieurs industries minières et métallurgiques au nord de la ville.

L'examen des photographies révèle que les personnes interrogées préfèrent et sont attirées par les bâtiments imposants, les perspectives, la végétation, les entreprises minières qui sont sources de revenus pour plusieurs, mais qui sont également perçues négativement pour leurs effets sur l'environnement. Ainsi, elles préfèrent la voie d'accès à la mine de la Ruashi, la cheminée et le terril, symbole de la Gécamines et de Lubumbashi (75% des répondants le mentionnent), mais déprécient le terrain dénudé avec végétation métallicole parsemée qui les jouxtent (AMISI, 2010, p. 119).

II.3.3.2 Analyse de l'impact de l'activité minière à Lubumbashi sur la perception

Les activités métallurgiques et minières s'accompagnent de plusieurs impacts environnementaux perçus : contamination, pollution et dégradation des milieux causés par le problème d'évacuation et d'élimination des déchets (AMISI, 2010, p. 121). Selon la population locale, les témoins principaux de ces impacts sont les fumées rejetées dans l'atmosphère, le rabougrissement des végétaux, la coloration des eaux de rivières par les

déversements.

L'absence de végétation, la recolonisation d'un terrain par une végétation métallicole, le rabougrissement des végétaux, aux environs des sites miniers ou métallurgiques sont dénoncés par les participants comme des signes de la contamination aux métaux lourds, de la pollution atmosphérique par les fumées (qualifiées par la population de *piquantes, dégageant des odeurs nauséabondes*, AMISI, 2010, p. 125). De plus, les bassins de décantation, les cheminées des usines pyrométallurgiques, les citernes des usines hydrométallurgiques, les terrains dénudés ainsi que les déchets sont également perçus négativement par la population.

D'autres éléments du paysage liés à l'exploitation minière ou l'activité métallurgique sont les déblais miniers, les tours de puits de mines, les voies d'accès, qui induisent la déforestation et la disparition d'habitat pour les communautés vivantes, les terrils, qui, au contact de l'eau de pluie, contaminent les cours d'eau par ruissellement et les nappes par infiltration, ainsi que les bassins de décantation, où se concentrent les métaux lourds, et les pelouses métallicoles et sols dénudés, perçus comme les témoins de la contamination des sols (AMISI, 2010, p. 122). Ces éléments marquent la structure de la ville, facilement identifiables et chargés de significations négatives, bien que les bâtiments en eux-mêmes soient considérés comme un signe de prospérité. Selon les répondants, 30% des points de repères et 26% des nœuds sont liés à l'activité minière ou métallurgique. En tout, 24% des éléments de l'espace urbain cités y font référence.

La carte présentée en fig. 8 montre les zones marquées par une perception négative liée à l'activité minière et métallurgique à Lubumbashi. Cinq taches et trois corridors (rivières) caractérisent cette image (AMISI, 2010, pp. 125 ; 310). La plus grande tache (ouest de la carte) est liée au couloir nord-ouest du vent dominant partant de la cheminée de l'usine des Gécamines, soutenu aujourd'hui par les fumées des installations STL. On y perçoit une colonisation des espèces végétales caractéristiques des habitats cuprifères. Par endroits, la contamination des rivières est négativement perçue.

II.3.4 Discussion

Les usines Gécamines, STL, et installations Chemaf, Somika, Exaco, KMP, Ruashi Mining, nouvellement installées vers le Nord de la ville et différentes entreprises d'exploitation sont parmi les éléments qui sont liés directement ou indirectement à la problématique de l'impact de l'activité minière sur les paysages (AMISI, 2010, pp. 123 ; 310). L'image collective de la ville est fortement marquée par les activités minières et métallurgiques, que ce soit directement, par les bâtiments, ou indirectement, par les traces de l'impact environnemental de ces activités.

Il aurait pu être intéressant de classer les réponses selon le quartier d'origine des répondants (HOHM, 1976), et ainsi voir dans quelle mesure les habitants des zones les

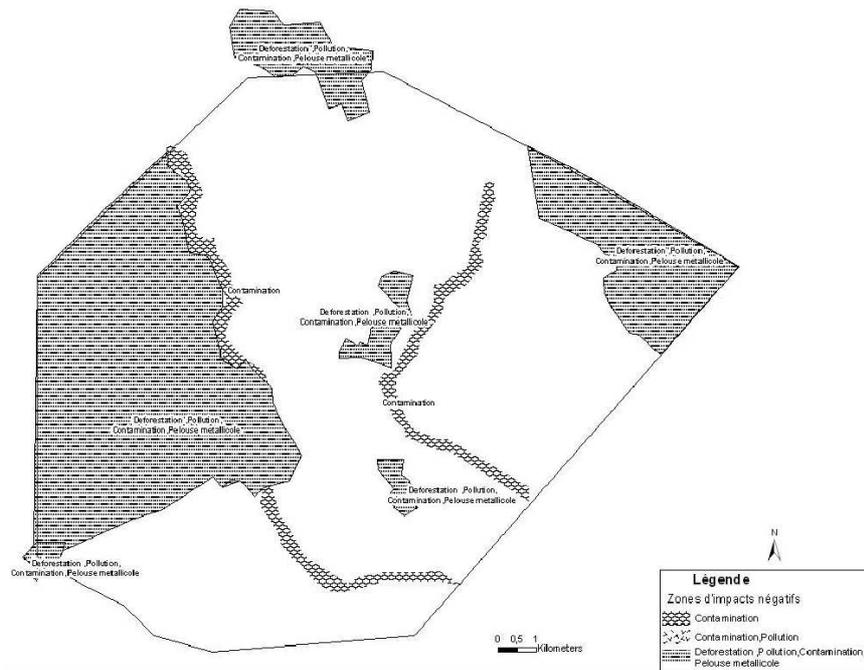


FIG. 18: Aspects problématiques de l'image de Lubumbashi liés aux activités minières et métallurgiques (source : AMISI, 2010).

plus polluées ont une perception plus forte ou précise des impacts négatifs de l'activité minière.

L'approche comportementaliste décrite par Kevin LYNCH en urbanisme s'avère d'un apport substantiel dans le cadre de ce mémoire, non seulement d'un point de vue épistémologique, mais aussi dans le cadre d'une stratégie de gestion par aménagement du territoire. En effet, les sites contaminés envisagés pour la remédiation sont en partie urbanisés, voire bâtis, ce qui a des incidences sur le cadre de vie et la santé des populations locales. Il importe donc d'intégrer les aspects de la contamination des sols, tant sur le plan écologique que sur celui de la perception, aux projets d'aménagement de l'espace urbain. L'importance de ce lien entre phytoremédiation et conception du paysage a déjà été soulignée par KIRKWOOD, de la Graduate School of Design de l'Université de Harvard, lors d'une conférence de l'Environmental Protection Agency, à Boston (où travaillait LYNCH), en 2000. Il met en évidence les objectifs communs de la phytoremédiation et de l'architecture paysagère – l'utilisation des plantes pour l'amélioration de la qualité de vie – et propose des pistes de systèmes basés sur les plantes qui puissent apporter simultanément plusieurs avantages, telles que l'aménagement d'espaces verts récréatifs et de jardins privés en ville, ou d'*arboreta* en périphérie. Ces pistes sont à prendre en considération, de même que la localisation des zones négativement perçues par les Lushois. Il est également important de souligner une nouvelle fois l'intérêt de la démarche de consultation de la population introduite par LYNCH et appliquée ici par AMISI. La récolte d'informations sur la perception des résidents comporte l'avantage de profiter de leur expérience du terrain, mais aussi, somme toute, d'extrapoler les *desiderata* des principaux intéressés par la remédiation.

II.3.5 Conclusion partielle

Les activités métallurgiques et minières à Lubumbashi ont un impact négatif sur la perception. Les impacts directs que sont les infrastructures, généralement bien perçues par la population, se distinguent des impacts indirects, dégradation de l'environnement, assortis d'une perception négative. Les terrains dénudés occupant une superficie importante dans la perception négative par la population, la conclusion d'AMISI (2010) mentionne que les démarches de restauration des sites par des études de phytostabilisation seraient bénéfiques.

Pistes pour l'élaboration d'une stratégie de gestion

Dans un premier temps, les différentes méthodes de gestion de la pollution seront présentées. Ensuite, les propositions de gestion seront formulées sur base d'une brève analyse de faisabilité des méthodes de remédiation dans le contexte de Lubumbashi. Enfin, une évocation des impacts potentiels des différentes actions proposées sera présentée.

III.1 Techniques de réhabilitation existantes

Il existe diverses techniques de gestion des sites pollués par les métaux lourds. Celles-ci ciblent tantôt la source de pollution (caractère préventif), la décontamination du site, la stabilisation de la pollution, ou la restauration / réhabilitation. Par remédiation, on entend l'élimination, la stabilisation ou la détoxification des contaminants environnementaux (CUNNINGHAM, 1995 *in* BERT & DERAM, 1998).

III.1.1 Contrôle de la pollution à la source

Il s'agit d'une technique préventive : gérer la cause directe de la pollution, à savoir les émissions de fumées chargées en métaux lourds et oxydes de soufre, pour éviter que les impacts qui en découlent se produisent à l'avenir. Si la Gécamines, à l'origine du cône de pollution observé au nord-ouest de la ville, n'est plus une source active de pollution, les nombreuses usines qui se sont implantées dans et autour de la ville par après occasionnent également des rejets atmosphériques.

Les quantités de métaux lourds et oxydes émis par ces usines ne sont pas connus, et les informations quant à l'existence et l'efficacité des méthodes de filtration employées sont difficiles à obtenir. Il est donc malaisé de connaître l'ampleur de l'impact de ces fumées sur la situation actuelle des sols autour de Lubumbashi. Il est cependant important de pouvoir évaluer cet impact et au besoin le réduire pour éviter l'échec de la phytoremédiation suite à de nouveaux dépôts de poussières ou pluies acides sur les feuilles. A titre d'exemple, WINTERHALDER (1996) a montré que l'application de normes environnementales strictes sur les émissions de fonderies de cuivre et de nickel à Sudbury, au Canada, avait permis le succès de stratégies de phytoremédiation sur les sites dégradés des alentours. De plus, des

fumées moins chargées en métaux lourds seraient préférables pour la santé des riverains.

Le contrôle de la pollution à la source peut s'effectuer par la gestion des effluents et déchets occasionnés par l'activité des usines. Ainsi, les fumées peuvent être traitées, de même que les eaux de décantation. Un problème récurrent en la matière, et de plus en plus préoccupant à l'heure actuelle, est la minimisation des quantités et le stockage des déchets ultimes dans des conditions sécurisées (NEURAY, 2004). Cependant, à Lubumbashi, les déchets solides sont simplement entreposés à même le sol sous forme de terrils de dimensions variables, voire utilisés comme remblais, ce qui rend possible la dispersion des toxiques des scories dans l'environnement par érosion éolienne ou par ruissellement. Quant aux effluents liquides, ils sont soit directement déversés dans les cours d'eau, soit transitent par des bassins de décantation. *Tshibanda*, doctorant à l'ULB et chef de travaux à l'UNILU, travaille sur l'évaluation et les pistes de diminution de ces pollutions. Certaines lois sur les décharges et les déchets industriels et rejets d'effluents existent (Loi-cadre Sur l'environnement au Congo, 2010, chap. 4 : déchets urbains et industriels, chapitre 5 : rejets dans l'atmosphère, les eaux et le sol), leur mise en œuvre sur place est de toute évidence peu effective. En conséquence, pour rendre la stratégie de gestion de la contamination des sols efficace à long terme, il est nécessaire de renforcer, de quelque façon que ce soit, le traitement des déchets et effluents (point III.2). Pour inciter les entreprises locales à pratiquer ces traitements et minimiser leurs déchets, il est indispensable que le pouvoir public mette en place les infrastructures adéquates pour le stockage de déchets dangereux au préalable, et prenne des mesures pour encourager ou contraindre au respect de l'environnement. Cette thématique sera abordée dans la discussion.

III.1.2 Délocalisation des usines

L'expansion urbaine a incorporé l'usine Gécamines dans l'agglomération (CHAPELIER, 1957). Les fumées de la STL, bien que moins chargées, continuent de se répandre sur les populations. Le même phénomène est observé au nord-est de la ville, sous le vent de la mine de Ruashi et de ses usines. S'il n'est pas possible de déplacer les mines, délocaliser les industries vers une périphérie où les populations seront moins exposées est par contre envisageable.

De nouvelles contraintes n'en émergeront pas moins, telles que le coût de la délocalisation et les impacts environnementaux du transport des matériaux (scorie du terril) à travers la ville. Des recommandations peuvent malgré tout être formulées quant à la localisation des futures installations. Celles-ci seront vraisemblablement justifiées étant donné le regain d'activité industrielle dans la région depuis le début des années 2000.

III.1.3 Méthodes courantes de décontamination des sols

Les méthodes les plus fréquentes de décontamination de sites pollués par les métaux lourds font appel à l'excavation des terres ou au traitement chimique/physique des sols. Les inconvénients majeurs des méthodes physico-chimiques de dépollution du sol sont leur coût, leur lourdeur de mise en œuvre, ainsi que l'altération de la structure physique et la perturbation de l'activité biologique des sols (BEN GHNAYA *et al.*, 2006). Il est cependant important d'envisager ces méthodes de traitement des sols, car même si les sources de pollution étaient contrôlées, la succession écologique est fortement entravée par la contamination des sols, même après plusieurs dizaines d'années de contrôle de la pollution (WINTERHALDER, 1996).

III.1.3.1 Excavation des terres

Cela consiste à enlever la couche superficielle du sol contaminé, correspondant à la profondeur de pénétration de la majorité de la pollution aux métaux lourds. Il est possible par la suite d'apporter de nouvelles terres saines sur place (technique de *remplacement*, MARIE, 2007). Les terres contaminées peuvent soit être stockées en décharge comme déchets dangereux, soit être traitées chimiquement (désorption thermique, lavage des sols, flottaison) ou par phytoextraction *ex situ*, comme cela a déjà été pratiqué sur certains sites pollués de faible extension aux Etats Unis par la compagnie Edenspace (BLAYLOCK, 2000), avant d'être réintégrées à leur milieu d'origine.

L'avantage de ces méthodes par rapport à la phytoextraction *in situ* est sa rapidité d'exécution et le contrôle du volume de terre traitée et de son évolution chimique, les traitements *in situ* traditionnels étant rarement homogènes (Laboratoire d'Hydrogéologie d'Avignon (LHA), 2006). Les inconvénients sont le coût de manutention et de traitement éventuel des déchets, ainsi que la quantité de déchets (volume de terres), à traiter ou à entreposer de façon sécurisée. Ces contraintes limitent généralement l'usage de cette technique à des sites fortement pollués de faible extension (BERT & DERAM, 1998, p. 18). Aux USA, le coût du traitement d'un terrain d'un ha sur une épaisseur de 50 mm est estimé à 1 million de US\$ (Howes *et al.*, 1998 in LETEINTURIER, 2002, p. 71).

Le lavage par solvant, après excavation, consiste à laver le sol à contre-courant d'un solvant qui dissout le polluant. Le sol chargé de solvant en est débarrassé par chauffage, tandis que le polluant est séparé du solvant par distillation (LHA, 2006). Par flottaison, après excavation, la terre est tamisée et mélangée à de l'eau et des agents tensio-actifs. Les bulles d'air injectées dans le mélange emprisonnent les polluants. Cette méthode couvre la plupart des polluants, à divers degrés (MARIE, 2007). La mise en décharge des terres polluées excavées, transportées vers un stockage définitif sécurisé, impose qu'il soit isolé des eaux profondes afin d'éviter l'écoulement vers la nappe de fluides issus des fermentations internes à la décharge (LHA, 2006). Les terres métallifères peuvent également être inertées (LETEINTURIER, 2002), par exemple par vitrification avant leur mise

en décharge.

III.1.3.2 Traitements sans excavation

Il s'agit d'appliquer une solution sur le sol pour modifier son pH, pour récolter les métaux ainsi solubilisés, ou pour stabiliser le sol (inerté). Pour assainir l'eau du sol, la technique consiste généralement à appliquer un traitement chimique entraînant la formation de boues dans lesquelles les métaux se retrouvent précipités hors de la solution. Ces boues entrent dans la catégorie des déchets dangereux (GLASS, 2000 *in* LETEINTURIER, 2002, p. 67). Pour ce faire, il faut créer des points d'accès à la pollution par installation de puits, aiguilles, fosses ou autre afin de provoquer une circulation forcée de fluides dans le milieu. Ces techniques correspondent au pompage, traitement chimique, à l'extraction électrique et aux barrières réactives *in situ* (LHA, 2006).

Les coûts sont potentiellement moins élevés que les méthodes recourant à l'excavation des terres, les quantités de matière déplacée étant moindres. Le coût du traitement du cuivre chélaté dans les eaux de rinçage a été estimé de 30 à 80 US\$ par kg de cuivre enlevé, 80% de ce coût étant destiné à l'enlèvement des boues dangereuses (ENSLEY, 2000 *in* LETEINTURIER, 2002, p 71).

Par pompage, un puits d'accès est creusé afin d'installer une pompe. L'eau polluée est pompée vers la surface où elle est envoyée dans une unité de traitement d'eau. Ce procédé est utilisé pour dépolluer les eaux souterraines (LHA, 2006). Par barrières réactives, une tranchée remplie de produit réactif est installée perpendiculairement au flux de polluant et en aval de celui-ci afin de l'intercepter. Cette tranchée peut être imperméable (barrière étanche), pour forcer le flux de polluant à passer par le réactif (LHA, 2006).

Par traitement chimique, un massif filtrant permet de canaliser les flux d'eau polluée vers une cartouche amovible de filtres actifs qui peuvent être positionnés en série. Des tubes d'accès situés entre chaque cartouche permettent de contrôler l'efficacité du traitement. Le flux d'eau sort de la zone confinée par une enceinte de confinement (tranchée imperméable) (LHA, 2006). L'extraction électrique permet d'extraire les métaux lourds des sols dont la conductivité électrique est bonne, ce qui peut être assuré par la présence d'eau (MARIE, 2007). Des électrodes poreuses sont implantées de manière à générer un courant électrique dans le sol. Celui-ci fait migrer les ions vers les électrodes de charge opposée (les ions métalliques étant positifs, le cuivre, le zinc, le cobalt et autres métaux contaminant le sol de Lubumbashi seront accumulés autour de la cathode). La récupération des polluants peut alors se faire par pompage, par exemple.

III.1.4 Phytoremédiation

Conjointement, ou à la place des méthodes traditionnelles précédemment mentionnées, les techniques biologiques peuvent s'avérer utiles (LETEINTURIER, 2002, p. 67). De

nombreuses recherches ont été effectuées quant à l'exploitation de la capacité de certaines plantes vasculaires à hyperaccumuler les métaux lourds ou fixer les sols contaminés. Cette approche de restauration environnementale par le biais des plantes, éventuellement associée à des amendements du sol, porte le nom de phytoremédiation ((CUNNINGHAM, 1995 *in* BERT & DERAM, 1998, p. 18).

De façon générale, la phytoremédiation comporte plusieurs avantages non négligeables par rapport aux méthodes couramment employées. Parmi ceux-ci figurent la possibilité de remédiation du sol métallifère *in situ* avec une perturbation environnementale minimale, contrairement à la plupart des autres techniques, son intérêt esthétique, sa possibilité de combinaison avec une optique de conservation de taxons végétaux particuliers, mais également son coût, beaucoup plus faible que les techniques traditionnellement appliquées (point III.1.3), qui rend possible le traitement de grandes superficies contaminées (WINTERHALDER, 1996 ; BERT & DERAM, 1998, p. 18 ; VANGRONSVELD *et al.*, *in* Kaltsikes, 2000, p. 107 ; LETEINTURIER, 2002, p. 70), comme c'est le cas à Lubumbashi. En outre, elle permet à terme de réinitier le cycle de dégradation de la matière organique là où la végétation avait disparu (BEN GHAYYA *et al.*, 2006) et ainsi de restaurer un écosystème à long terme. En effet, les espèces tolérantes plantées peuvent jouer un rôle équivalent à celui des espèces pionnières dans le processus de succession écologique (WINTERHALDER, 1996).

Elle comporte malgré tout certaines limites, qui contraignent sa mise en place : la lenteur du processus, liée au rythme de développement des plantes, le manque d'efficacité sur sols fortement pollués (soit les plantes ne survivent pas, soit elles décontaminent partiellement ou très lentement), la limitation de la décontamination à la profondeur des racines des plantes. De plus, toute option de remédiation ne s'avèrera efficace que si la source de contamination n'est plus active. Dans le cas de Lubumbashi, cela implique que les fumées des nouvelles installations soient traitées de façon suffisante pour ne pas engendrer de nouvelle contamination des sols qui empêcherait le développement de la végétation, même métallicole.

III.1.4.1 Types de plantes métallicoles

Il existe différents types de plantes tolérantes aux métaux lourds, appelées plantes métallicoles ou métallobytes. Certaines de ces espèces (plus de 600, d'après LETEINTURIER, 2002) sont naturellement présentes, voire endémiques (une quarantaine, d'après BROOKS & MALAISSE, 1985 ; *in* MUNYEMBA, en préparation) du Katanga. Diverses typologies ont été élaborées (LAMBINON & AUCQUIER, 1963 ; DUVIGNEAUD & DE NAYER-DE SMET, 1963 ; BAKER, 1981 ; BROOKS, 1983 ; FITTER & HAY, 1987 *in* SMITH et BRADSHAW, 1979 ; DAHMANI-MULLER *et al.*, 2000 ; MOULAERT, 1992, BERT & DERAM, 1998 ; LETEINTURIER, 2002). En voici la synthèse adaptée au cas du cuivre.

Les cuprorésistants (DUVIGNEAUD & DE NAYER-DE SMET, 1963) sont capables de

vivre dans des milieux à fortes concentrations en cuivre en maintenant un niveau interne faible et constant en métaux. Le seuil de concentration en métal dans le milieu est généralement plus faible que pour les autres types d'espèces tolérantes. Cette classe semble correspondre aux *exclueurs* de la classification de BAKER (1981).

Les accumulateurs et hyperaccumulateurs sont capables de vivre dans des milieux à fortes concentrations en métaux en absorbant et concentrant ces derniers dans leurs racines ou parties aériennes (BAKER, 1981), ce qui implique une physiologie particulière pour ces plantes. BAKER et BROOKS (1989 in DAHMANI-MULLER *et al.*, 2000) considèrent qu'une plante est hyperaccumulatrice de cuivre ou de cobalt si sa teneur en ces métaux est d'au moins 1000 mg/kg de matière sèche. La teneur maximale en cuivre enregistrée dans un végétal est de 13 700 mg/kg de matière sèche, pour l'espèce *Aeollanthus subacaulis* (*Lamiaceae*), à la mine de l'Etoile (MOULAERT, 1992).

Les cuprifuges (DUVIGNEAUD & DE NAYER-DE SMET, 1963) ont une faible tolérance, leur présence indique une faible teneur en cuivre dans le sol. Certaines plantes faiblement tolérantes sont caractérisées par l'*échappement temporel* (FITTER ET HAY, 1987), c'est-à-dire que lorsque le stress est saisonnier, la phase active du cycle de vie de la plante coïncide avec la saison de moindre stress. Un exemple de ce type dans la région est *Ocimum centrafricanum*, qui se développe où les passages des feux de brousses sont fréquents et la débarrassent de ses feuilles chargées en cuivre (BAKER, 1981 in LETEINTURIER, 2002, p. 48).

Les cuprophytes (DUVIGNEAUD & DE NAYER-DE SMET, 1963) ne se développent normalement que sur des sols riches en cuivre. Certaines espèces, les cuprophytes dits *locaux*, se comportent comme des cuprophytes dans les régions cuprifères, et comme des plantes normales dans les régions où les teneurs en cuivre du sol sont plus faibles. BAKER (1987, in DAHMANI-MULLER, 2000) parle de *métallophytes absolus*, qui sont généralement aussi des espèces accumulatrices.

Les cuprophiles (DUVIGNEAUD & DE NAYER-DE SMET, 1963) : manifestent une préférence pour les sols à teneur en cuivre de 500 à 1000 mg/kg, sans toutefois y être confinées. SMITH et BRADSHAW (1979) parlent de *pseudométallophytes*, ou métallophytes facultatifs. Il s'agit majoritairement d'exclueurs ou d'espèces qui fixent les métaux dans leurs racines (DAHMANI-MULLER, 2000).

III.1.4.2 Différentes techniques de phytoremédiation

Elles se divisent en deux catégories principales : la phytostabilisation et la phytodécontamination, qui reprend les techniques de phytoextraction, rhyzofiltration et phytomining. D'autres techniques de phytoremédiation, telles que la phytodégradation (transformation des polluants en substances moins toxiques), la rhyzodégradation (phytodégradation au niveau de la rhyzosphère) et la phytovolatilisation (élimination des polluants volatiles

par évapotranspiration) existent également, mais ne sont pas applicables dans le cas de pollutions aux métaux lourds.

Phytostabilisation : technique de phytoremédiation la plus connue et pratiquée à ce jour dans le cadre de verdurisation de sols nus. Elle consiste à immobiliser *in situ* les contaminants du sol et de ses eaux via les racines des végétaux, par absorption, adsorption ou précipités dans la rhizosphère (LETEINTURIER, 2002, p. 71). Cette technique est applicable aux sites où la biodisponibilité (possibilité d'assimilation par les plantes) en métaux est réduite et les mouvements des polluants estimés. Ce procédé permet de séquestrer les métaux lourds présents dans l'épaisseur du sol correspondant au système racinaire des végétaux et empêche ainsi leur migration par érosion éolienne, ruissellement ou vers les eaux souterraines (BERT & DERAM, 1998 ; LETEINTURIER, 2002). Dans le cadre de la problématique ci-traitée, l'emploi de la phytostabilisation permettrait de corriger les impacts secondaires (érosion des sols nus).

Des amendements fertilisants ou stabilisants peuvent éventuellement être apportés au sol pour faciliter le développement du couvert végétal (BERT & DERAM, 1998, p. 30), particulièrement si la teneur en métaux lourds du sol est élevée. Cela consiste généralement en du compost (engrais organique), de la chaux, qui augmente le pH du sol et diminue la mobilité et la biodisponibilité des métaux lourds (SHUTCHA *et al.*, 2010), ou d'autres substances comme la béringite, un aluminosilicate modifié possédant également des propriétés d'immobilisation des métaux (VANGRONSVELD *et al.*, 1996). Cela diminue la possibilité de migration de ces métaux dans le sol par lessivage ainsi que leur toxicité par diminution de leur disponibilité pour les plantes en modifiant les propriétés physico-chimiques des métaux. Cependant, l'effet de ces substances n'est généralement que temporaire. Le développement des racines et du couvert végétal, facilité par la présence d'amendement, permet d'assurer une stabilisation des métaux à plus long terme (VANGRONSVELD, *in* Kaltsikes, 2000, p. 107). Le semis hydraulique (*hydroseedling*) est également pratiqué : cette technique de végétalisation permet d'ajouter simultanément au sol les graines, engrais et autres adjuvants éventuellement nécessaires au développement de la végétation. D'après LUÇON *et al.* (1997), ce procédé est particulièrement adapté pour le traitement de vastes surfaces d'accès difficile et à forte pente ou à haute teneur en métal (LETEINTURIER, 2002, p. 72).

La mise en place d'un couvert végétal métallicole permet d'améliorer la biodiversité : ces espèces sont rares et menacées par la disparition de leur habitat, où s'implantent souvent des exploitations minières (DICKINSON *et al.*, 2005). Les plantes préférentiellement employées pour ce type de phytoremédiation sont des espèces résistantes qui utilisent la stratégie d'exclusion (point III.1.4.1). En effet, l'objectif étant de limiter l'exposition de l'environnement aux métaux, les espèces sont choisies pour limiter l'accumulation des métaux dans les parties aériennes des plantes (BERT & DERAM, 1998 ; DAHMANI-MULLER *et al.*, 2000 ; SHUTCHA *et al.*, 2010). Cependant, la plupart des espèces hyperaccumulatrices ne

seraient pas consommées par les herbivores (POLLARD & BAKER, 1997 *in* LETEINTURIER, 2002), ni les insectes (sauf certaines espèces capables de consommer des plantes contaminées sans assimiler les ETM, ANGLE & LINACRE, 2005), ce qui limiterait l'accumulation des contaminants dans les niveaux trophiques plus élevés. Néanmoins, des concentrations en cuivre inhabituelles ont été retrouvées dans les plumes des tétras (*Tetraonidae*) autour du site industriel contaminé de Sudbury au Canada (WINTERHALDER, 1996). En conséquence, des recherches plus approfondies devraient être effectuées sur les espèces de Lubumbashi pour s'assurer que l'accumulation des métaux lourds dans la chaîne trophique n'atteigne pas des niveaux critiques pour l'homme (SHUTCHA *et al.*, 2010). Les plantes candidates à la phytostabilisation possèdent préférentiellement un système racinaire développé et un potentiel de couverture abondante, afin de stabiliser le sol (BERT & DERAM, 1998). Une fois la fraction assimilable en métaux réduite, par précipitation sur les racines ou par stabilisation chimique, il est possible que la pédofaune et la microflore racinaire se reconstituent et que des espèces moins tolérantes apparaissent pour reconstituer une communauté (VANGRONVELD *et al.*, 1995, 1996, 2000, 2002 ; DICKINSON *et al.*, 2005).

Les avantages de cette technique sont qu'elle est peu onéreuse (entre 0,02 et 1 US\$ par m³ de terre traitée par an, soit entre 40 et 2000 US\$ /ha.an avec un amendement sur une épaisseur de 20 cm) et ne génère aucun déchet contaminé. Ceci est cependant assorti d'un inconvénient majeur : le polluant, même s'il est immobilisé ou rendu indisponible pour les organismes vivants (du moins tant que l'effet de l'amendement ou la couverture végétale subsiste), reste présent sur le site (BERT & DERAM, 1998, p. 31), il ne s'agit pas de décontamination proprement dite. Celui-ci ne pourra donc pas à plus long terme être affecté à une autre activité qui exposerait la population (agriculture, habitat, forêt exploitée, etc).

Phytodécontamination : biotechnologie de décontamination des sols à proprement parler, basée sur la phytoextraction et la concentration (*bioaccumulation*) des métaux lourds présents dans les substrats et eaux telluriques via les racines des plantes vers leur partie récoltable (généralement aérienne), qui est ensuite extraite du milieu par fauche (BERT & DERAM, 1998, p. 20 ; DAHMANI-MULLER *et al.*, 2000 ; LETEINTURIER, 2002, p. 68 ; BEN GHNAYA *et al.*, 2006). Les récoltes sont répétées jusqu'à ce que les teneurs en contaminants du sol atteignent des valeurs acceptables (ANON, 1998 *in* LETEINTURIER, 2002, p. 69). Ainsi, dans le cadre de la problématique ci-traitée, la phytoextraction contribuerait à corriger l'état même de contamination de l'environnement.

La biomasse contaminée est ensuite incinérée. Il est possible de récupérer l'énergie de la combustion pour la production d'électricité et les cendres et poussières des fumées pour les réintégrer dans le cycle de production métallurgique, ce qui porte le nom de phytomining (BERT & DERAM, 1998, P. 26 ; BROOKS et ROBINSON, 1998 *in* LETEINTURIER, 2002). Dans le cas contraire, les cendrées devront être confinées en décharge comme déchets dangereux. Cette technique est applicable de préférence sur des sols faiblement contaminés, en raison

de la lenteur du processus de décontamination. Le temps nécessaire à l'exportation du métal du sol selon les caractéristiques de la plante accumulatrice est déterminé par la formule suivante (d'après LEFEBVRE, 2001 *in* LETEINTURIER, 2002) :

$$t = \frac{(m_s) \times (c_s)}{(m_v(t))} \times (c_v), \quad (\text{III.1})$$

où d est le temps de décontamination, m_s la masse de sol à traiter, c_s la teneur en métal à extraire du sol, $m_v(d)$ la biomasse récoltée par an et c_v la teneur dans la plante. Les espèces à utiliser pour la phytoextraction ne sont dès lors pas les mêmes que celles préconisées pour la phytostabilisation. Ici, les plantes hyperaccumulatrices seront privilégiées (DAHMANI-MULLER, 2000; LETEINTURIER, 2002, p. 69). Elles auront de préférence une croissance rapide, une biomasse importante et un port se prêtant à une récolte aisée (BERT & DERAM, 1998, p. 21). L'ensemble de ces caractéristiques étant rarement rencontrées dans la nature, surtout en ce qui concerne les espèces hyperaccumulatrices de cuivre et de cobalt (25 espèces en tout, d'après LETEINTURIER, mais principalement localisées au Congo et en Zambie), il est possible de stimuler la production de biomasse des espèces accumulatrices, ou encore d'augmenter les capacités accumulatrices de plantes produisant naturellement une biomasse importante (ceci a été pratiqué pour la décontamination de terres plombées à l'aide de tournesols, BLAYLOCK, 2000). Ceci peut s'effectuer en jouant sur les conditions de culture (engrais, agents chélatants) ou en sélectionnant les individus les plus performants au sein des populations naturelles (BERT & DERAM, 1998, p. 21). Il est également envisagé de produire des plantes transgéniques à des fins de phytoextraction (point III.1.4.3).

Si le nombre d'espèces disponibles pour phytoextraction du cuivre est réduit, ce système n'a de plus encore jamais été testé pour le cuivre. Il est donc difficile d'évaluer les performances et les coûts, voire les bénéfices que cette technique induirait. Des essais concluants ainsi que quelques projets de petite envergure ont cependant été menés pour la phytoextraction du zinc, qui est également présent sur les sols contaminés de Lubumbashi. MCGRATH *et al.* (1997 *in* BERT & DERAM, 1998) ont élaboré un modèle sur base de tests en champs contaminés, qui leur a permis d'estimer à 15 à 28 ans le temps nécessaire à l'extraction de tout le cadmium et le zinc d'un sol agricole pollué par 2100 mg/kg de zinc et 38 mg/kg de cadmium, teneurs environ deux fois supérieures aux teneurs maximales en zinc et cadmium sur le site des Gécamines (respectivement 1160 et 24 mg/kg, sur les 20 premiers centimètres de sol, d'après KASHIMBO, 2010). Une autre inconnue non négligeable est le devenir des déchets d'incinération, bien que leur quantité soit moindre que celles engendrée par les techniques classiques de décontamination des sols. Une attention toute particulière devrait être portée à la récupération des ETM dans les fumées d'incinération, ainsi qu'au devenir des déchets de cendre. Dans le cas d'une valorisation de ce *bio-minerais* par métallurgie, la question des déchets est déplacée au niveau des usines.

La phytoextraction comporte des avantages similaires à ceux de la phytostabilisation, si ce n'est qu'elle est moins axée sur la conservation de la biodiversité, étant associée à des récoltes. Les espèces employées sont cependant souvent rares et menacées par

les exploitations minières (BAKER *et al.*, 2000, *in* LETEINTURIER 2002, p. 69). De plus, la phytoextraction dépollue substantiellement les sols, ce qui les rend disponibles pour d'autres utilisations à long terme, contrairement à la phytostabilisation. D'un point de vue commercial, la compagnie Edenspace a déjà montré quelques essais fructueux en coût et en temps en combinant la phytoextraction à des techniques classiques de réhabilitation, même en ce qui concerne des sites fortement pollués (BLAYLOCK, 2000). Cette technique comporte également l'avantage d'être peu sélective : il est possible de décontaminer un sol pollué par plusieurs éléments en même temps. Dans le cas de Lubumbashi, neuf espèces sont simultanément hyperaccumulatrices de cuivre et cobalt (MOULAERT, 1992, p. 15). Certaines sont également accumulatrices de zinc. Si, d'après BROOKS *et al.* (s.d.), il est peu probable d'exploiter les métaux non précieux tels que le cuivre ou le zinc par phytomining, cela n'exclut pas que les cendres soient recyclées dans le circuit métallurgique existant déjà sur place pour réduire les coûts de phytoextraction. Il convient également de noter que la rentabilité de l'opération dépend fortement du cours du cuivre, qui est en augmentation depuis 2005 et se situe actuellement autour de 5500 €/t (Cuprofil, 2010), soit plus de 7000 US\$. Quant au cobalt, également présent sur les sols pollués, il se vend actuellement à près de 38000 US\$ /t. BERT & DERAM (1998) estiment que le phytomining est envisageable à des fins lucratives pour les métaux dont le prix à la tonne est supérieur à 6000 US\$. Le phytomining pourrait être économiquement intéressant sur les sols les plus pollués du cône de pollution. Des études plus approfondies sur le potentiel hyperaccumulateur *in situ* et la reconcentration par incinération devraient être effectuées pour le confirmer. En effet, l'entreprise STL traite les scories du terril qui ont une teneur d'environ 2% en cobalt, soit plus de dix fois plus élevée que dans les parties aériennes des hyperaccumulatrices locales de cobalt en conditions naturelles (d'après les données de LETEINTURIER, 2002, p. 295-300). Cependant, les cendres des plantes hyperaccumulatrices pourraient contenir jusqu'à 7,5 fois plus de métaux que la biomasse sèche non consommée (ANGLE & LINACRE, 2005). Les concentrations en cobalt ainsi obtenues seraient peut-être exploitables, d'autant plus que d'autres métaux (cuivre, fer, zinc, germanium) sont également présents dans les scories.

De nouvelles techniques combinant l'action de plantes accumulatrices et de champignons mycorhiziens sont actuellement à l'étude. La symbiose entre ces champignons et les plantes permettrait de multiplier le volume du sol décontaminé (BEN GHNAYA *et al.*, 2006). D'autres variantes de la phytoextraction sont la rhizofiltration et la blastofiltration. Ces techniques consistent à utiliser des plantes terrestres au système racinaire très développé, ou des plantules d'aquaculture dans des eaux polluées pour concentrer les polluants dans leurs racines ou les précipiter sur celles-ci (BERT & DERAM, 1998, p. 42, LETEINTURIER, 2002, p. 72). Si ces techniques sont éventuellement envisageables pour le traitement des eaux des bassins de décantation ou des marécages *ex situ*, cela ne concerne pas directement l'objet de ce travail. Ces aspects ne seront donc pas davantage développés ici (pour d'autres références sur le sujet, voir DUSHENKOV *et al.*, 1995, 2000).

III.1.4.3 Utilisation des biotechnologies pour la phytoremédiation

Les biotechnologies appliquées à la phytoremédiation sont surtout mises en œuvre au Canada et aux Etats-Unis (BEN GHNAYA *et al.*, 2006). Comme les espèces hyperaccumulatrices sont généralement petites et à croissance lente, le génie génétique cherche à introduire des gènes hyperaccumulateurs dans des espèces à croissance rapide et biomasse importante, ou des gènes de croissance (ou des techniques d'amélioration variétale) au sein d'espèces hyperaccumulatrices (ANGLE & LINACRE, 2005 ; BEN GHNAYA *et al.*, 2006).

La première option est la plus exploitée jusqu'ici, et des espèces transgéniques aux propriétés extractives améliorées ont déjà été développées pour l'arsenic, le sélénium et le plomb (PILON-SMITH *et al.*, 1999 ; SCHAT *et al. in* KALTSIKES, 2000, p. 103 ; BIZILY *et al.*, 2001, DHANKHER *et al.*, 2002, *in* ANGLE & LINACRE, 2005). Rien ne semble encore avoir été développé pour les espèces accumulatrices de cuivre et de cobalt car leurs gènes de tolérance seraient plus nombreux et plus difficiles à identifier que pour d'autres métaux (SCHAT *et al. in* KALTSIKES, 2000, p. 103). Des biotechnologies bactériennes sont à l'étude à des fins d'immobilisation des métaux lourds (LORENZO *et al., in* Kaltsikes, 2000, p. 105). Leur principe est de combiner des protéines fixatrices d'ions métalliques (métallothioïnes), dont le cuivre et le zinc, à des bactéries pouvant se développer dans des sols contaminés. Des essais *in situ* concluants ont déjà été effectués, où la toxicité des sols pour les plantes a été fortement réduite après l'inoculation de bactéries modifiées fixatrices de cadmium. A plus long terme, la technique pourrait être utilisée en combinaison avec la phytostabilisation.

Des techniques d'amélioration variétale par sélection *in vitro* (Couches Cellulaires Minces transversales, CCMts) ont également été employées par BEN GHNAYA *et al.* (2006) sur du colza (*Brassica napus*) pour obtenir des plants tolérants et accumulateurs d'agents métalliques (principalement du plomb et le zinc). Cela consiste, à partir de couches de cellules prélevées sur les hampes florales de la plante étudiée, à développer des pétioles et hypocotyles de petite taille (< 1mm) sous forme d'explants (suite à la régénération des cellules-souches végétales, *néoformation*) et à les soumettre à des milieux de culture riches en métaux pour sélectionner les explants les plus tolérants, ceux qui survivent. Des plantes viables et accumulatrices ont ainsi été obtenues. En quelque sorte, ces résultats sont similaires à ceux des techniques traditionnelles d'amélioration variétale basée sur la sélection phénotypique, employées depuis les débuts de l'agriculture, il y a 9500 ans au Proche-Orient (MAZOYER & ROUDART, 1997, p. 105), à cet avantage près que la rapidité et l'efficacité de la technique sont nettement accrues. Cette technique ne recourt pas à la transgénèse.

Ces pratiques comportent les risques habituels liés à l'emploi d'organismes génétiquement modifiés ou la sélection variétale, que ce soit pour l'environnement (hybridation avec les espèces locales, introgression des gènes modifiés vers d'autres plantes, développement invasif, modification du réseau trophique, risques pour la santé humaine, ANGLE &

LINACRE, 2005) ou l'économie (propriété intellectuelle liée à la recherche et au développement des espèces, coût et accessibilité des semences ou des plants, apport d'intrants, etc.).

Le risque que les gènes accumulateurs se retrouvent dans le patrimoine génétique d'autres plantes (introgression) serait particulièrement dommageable dans le cas d'espèces cultivées pour l'alimentation. Pour cette raison, il est généralement conseillé d'utiliser des espèces modifiées non indigènes dont les possibilités de croisement avec la flore locale sont moindres.

III.2 Proposition de méthode et modalités d'application

III.2.1 Aspects méthodologiques de la gestion de sites pollués

L'intégration de la phytoremédiation à plus grande échelle (*Dickinson et al.*, 2009) dans un plan complet de gestion de l'environnement et d'aménagement du territoire fait encore défaut. Les cas concrets d'application de cette technique se rapportent principalement à des expériences sur parcelles-test ou des projets sur des terrains de faible extension, comme sur une friche industrielle de 0,7 ha à Hartford, dans le Connecticut (USA), transformée en espace vert récréatif (*WEBB*, 2000) ou les 3 ha de site industriel contaminé à Maatheide, assortis d'un test de dépollution sur 10 potagers contaminés voisins (*VANGRONSVELD et al.*, 1995).

Des projets à une échelle plus importante et avec davantage de souci d'intégration d'objectifs sociaux, économiques et urbanistiques ont été réalisés en Chine (*WANG*, 2002), mais peu d'informations concrètes sur leur stratégie de gestion sont disponibles à ce sujet. *WANG* mentionne des projets de réhabilitation de sites miniers pour usage agricole ou récréatif qui auraient été menés avec succès à l'aide de plantes, et qu'en tout 4000 km² de friches industrielles minières auraient été réhabilitées (soit 10% des terrains miniers abandonnés en Chine). Un autre exemple de projet à grande échelle davantage documenté est celui de la revégétation de 3000 ha de terrain dans la région minière et métallurgique de Sudbury au Canada (*WINTERHALDER*, 1996). La verdurisation de ces terrains par des herbes et légumes (dont des légumineuses pour l'apport d'azote dans le sol) tolérants après un traitement à la chaux a permis à plus long terme l'implantation (naturelle et volontaire) d'espèces d'arbres indigènes. Des considérations socio-économiques ont également été prises en compte : de nombreux emplois ont été créés localement, entraînant une réduction du vandalisme et une plus forte sensibilisation aux problèmes de pollution.

Le peu de modèles à suivre en la matière constitue un handicap à l'élaboration d'une stratégie de gestion. En effet, les essais sur le terrain ont montré que les plantes étaient généralement moins efficaces *in situ* que sous conditions expérimentales. Aussi, une

compréhension des facteurs limitants propres au site est capitale pour permettre à un projet de phytoremédiation de passer à l'échelle supérieure (GERTH ET BÖHLER *in* KALTSIKES, 2000, p. 24). Dès lors, les développements qui suivront se feront sous forme de propositions à caractère général, et les informations manquantes seront résumées dans la conclusion.

Certains éléments méthodologiques ont pu être compilés à travers les différents projets et analyses de projets concernant la phytoremédiation, voire des procédures plus classiques d'implantation de projets. Ainsi, plusieurs auteurs (BERT & DERAM, 1999, GINOCCHIO, 1998 *in* LETEINTURIER, 2002, WANG 2002, MOORE *et al.*, 2003 ; DICKINSON *et al.*, 2009) mentionnent certaines thématiques à aborder dans le cadre d'une stratégie de gestion qui emploierait la phytoremédiation :

- le choix des espèces (de préférence un mélange d'espèces indigènes, selon les objectifs de remédiation, le type de sol, la topographie, le climat),
- le choix des techniques de culture : ensemencement ou repiquage, amendements, saison et technique de récolte (selon les espèces implantées, les interactions physiologiques et écologiques entre les plantes et le sol),
- localisation des parcelles à traiter et les critères de délimitation de ces zones,
- impacts écologiques potentiels et une analyse de risque,
- intérêts économiques et sociaux éventuels liés au projet,
- utilisation de technologies propres et la gestion des déchets miniers,
- législation environnementale
- suivi de l'évolution de l'état de l'environnement après mise en place du projet.

Certains objectifs et critères de choix stratégiques sont aussi fréquemment mentionnés par rapport aux projets de remédiation :

- rapidité de la restauration,
- résistance à l'érosion,
- protection écologique du milieu,
- sauvegarde de la biodiversité métallicole,
- stabilité à long terme des paysages,
- amélioration d'espaces verts récréatifs pour le public,
- amélioration du potentiel économique et d'emploi,
- préservation de l'héritage industriel.

Pour tenir compte des résultats des recherches précédentes en la matière, il sera tenté de prendre ces divers points focaux et critères de choix d'actions en compte dans les propositions qui suivent. De façon plus générale, le processus de gestion relève de quatre composantes : Planification, organisation, direction et contrôle (Godart, 2010). Dans le cas présent, les propositions de gestions correspondent au volet planification. Celle-ci consiste en la mise au point des stratégies (logique générale du projet), la formulation des tactiques (actions plus ponctuelles et à plus court terme) pour les réaliser et la vérification des résultats. Certains auteurs se sont également intéressés à la question de la place de

l'écologie en aménagement du territoire, ce qui peut conférer des pistes intéressantes pour élaborer la stratégie de gestion ci-présentée.

Du point de vue écologique, l'aménagement du territoire consiste essentiellement en un processus d'arbitrage entre plusieurs usages possibles du sol, souvent mutuellement exclusifs, à localiser dans un paysage en s'assurant qu'une nouvelle affectation du sol ne s'implante qu'avec un niveau d'impact environnemental acceptable (BRADSHAW, *in* ROBERTS & ROBERTS, 1984, p. 19). Cela implique une étude de la proposition et du site envisagé, ainsi qu'une prédiction des effets que ce nouveau développement aura sur l'environnement. C'est dans ce cadre que s'inscrivent les études d'impact environnemental sur projet ou sur plan, politique ou programme, telles qu'effectuées en Europe, mais également en R.D.C., où elles portent le nom d'Études d'Impact Environnementales et Sociales (EIES) pour les projets (point III.3.1). Il est intéressant de noter que la dénomination congolaise ajoute la dimension sociale. Si les évaluations environnementales européennes abordent aussi brièvement cet aspect, cette mention dans l'intitulé même de l'instrument relate l'importance y-accordée par le pays.

L'étude d'impact s'oriente selon deux axes : le projet de développement (pour lequel on distingue généralement la phase de chantier de la phase opérationnelle) et le milieu (environnement) récepteur dans lequel il s'implante. La complexité de l'analyse d'impact vient de la différence d'attributs entre ces deux composantes. Les facteurs d'impacts sont les attributs dépendant du projet de développement, tandis que les cibles sont ceux dépendant de l'environnement, les premiers agissant sur les secondes. CLARK *et al.* (1976, *in* BRADSHAW *et al.*, 1984, p. 20) ont proposé d'analyser les impacts environnementaux de l'implantation d'un projet sous forme d'une matrice d'interactions entre les deux composantes précitées. Leur résultat compte 936 cellules et est présenté en annexe H, à titre indicatif. BRADSHAW estime qu'il s'agit du meilleur moyen d'analyser les impacts de façon logique. D'autres éléments dont il est intéressant de tenir compte pour les propositions d'actions contre la pollution aux métaux lourds à Lubumbashi sont les suivants (d'après Bradsaw, 1984) :

1. Identification des principaux facteurs d'impacts affectant la biosphère :
 - nature,
 - niveau ;
2. Identification des cibles primaires dans la biosphère :
 - nature des espèces, du sol, de l'eau, etc,
 - nature des écosystèmes,
 - qualité de ces derniers ;
3. Prédiction des impacts primaires sur la biosphère :
 - sur les espèces, le sol, l'eau, etc,
 - sur les écosystèmes ;
4. Prédiction des impacts secondaires sur la biosphère :

- sur les espèces, le sol, l'eau, etc,
 - sur les écosystèmes ;
5. Expériences de confirmation des impacts prédits (si nécessaire) :
- sur des cibles particulières,
 - sur des écosystèmes particuliers ;
6. Recommandations pour modifier le projet de développement :
- pour minimiser les impacts,
 - pour maximiser les bénéfices,
 - pour minimiser les coûts ;
7. Monitoring biologique :
- études de base,
 - observation des cibles connues,
 - observation sur cibles possibles,
 - publication des découvertes.

III.2.2 Faisabilité des techniques de remédiation dans le contexte de la problématique

Pour préconiser l'emploi d'une technique plutôt qu'une autre, la question de l'arbitrage entre rapidité, coût et efficacité est délicate. Si les choix finaux incombent généralement aux décideurs (pouvoirs publics, gestionnaires du projet), il importe pour le scientifique de présenter les options possibles ainsi que leurs conséquences (BRADSHAW, *in* ROBERTS & ROBERTS, 1984). Ainsi, diverses options concurrentes ou combinables seront présentées et organisée sous forme de scénarii (point III.2.3.6). Ici seront examinées les techniques courantes (point III.1.3) et de phytoremédiation (point III.1.4) pour leur intérêt et possibilité matérielle de mise en œuvre dans le cadre de la problématique. La faisabilité des deux autres propositions (i.e. contrôle de la pollution à la source et délocalisation des usines) a été abordée aux points III.1.1 et III.1.2.

La technique d'excavation/remplacement des sols, lourde, coûteuse et occasionnant des perturbations environnementales est à réserver aux sols les plus pollués et sur de petites superficies. Dans le cas de Lubumbashi, elle est déconseillée, si ce n'est éventuellement aux abords immédiats de l'usine, à savoir le site de l'usine Gécamines lui-même, ainsi que pour son terroir. En effet, certains de ces sols présentent une concentration de plus de 25000ppm sur les 20 premiers centimètres (KASHIMBO, 2010, p. 46). Or, si de la végétation poussant sur des terrains de teneur supérieure à 13 000 ppm en cuivre (sur les 10 premiers centimètres) a déjà été observée (LETEINTURIER, 2002, p. 199), il est difficile de dire dans l'état actuel des connaissances si les teneurs les plus élevées sur le site de la Gécamines pourront être viables pour les plantes métallophiles. Des test sur sols artificiellement contaminés à 2500ppm de cuivre (sur les 15 premiers centimètres) ont bien été réalisés (SHUTCHA *et al.*, 2010), mais cette concentration reste nettement inférieure aux

concentrations observées sur le site de la Gécamines. Des essais de culture sur ces sols devraient être pratiqués avant de savoir quelle option de remédiation choisir pour cette parcelle.

Si l'option d'excavation de la couche superficielle du sol devait être prise sur les sites les plus pollués et les plus proches des populations, la décontamination des terres pourrait être envisagée par phytoextraction précédée d'un traitement chimique en périphérie de la ville. Ces terres contaminées pourraient éventuellement être épandues sur les cuirasses latéritiques, qui constitueraient un socle imperméable. Ainsi, un traitement chimique préalable des terres, soit pour solubiliser les métaux et les extraire par drainage, soit pour les immobiliser et en réduire la biodisponibilité, pourrait être appliqué avant verdurisation par des espèces métallophiles.

La phytostabilisation semble l'option privilégiée jusqu'ici par les précédentes études sur le terrain (LETEINTURIER *et al.*, 1999 ; LETEINTURIER, 2002 ; SHUTCHA *et al.*, 2010). C'est pour cette option que le plus de données locales sont disponibles. Ainsi, LETEINTURIER préconise certaines espèces pour la phytostabilisation, sur base d'observations *in situ* et cultures en pots. Elle préconise de distinguer les espèces à utiliser selon les conditions écologiques (classées en 10 catégories selon le degré de minéralisation et l'humidité du sol), et l'objectif (extraction ou stabilisation). Ainsi, *Crotalaria cornetii* possède de bonnes capacités germinatives en milieu contaminé (cuivre et cobalt, 1000ppm) et pourrait donc être envisagée pour phytostabilisation, tandis que *Wahlenbergia capitata* et *Hibiscus rhodanthus* présentent des capacités accumulatrices à l'égard du cuivre, pour la première, et du cobalt pour la seconde, qui possède également de bonnes capacités germinatives sur sol contaminé. En milieu naturel, des plantes caractéristiques du degré de minéralisation et d'humidité du sol ont également été répertoriées (Annexe F). Tant les catégories que les espèces pourraient être prises en compte dans une optique de phytoremédiation, quelle qu'elle soit. La suggestion de cartographier ces types de conditions écologiques dans la région est avancée.

D'autres expériences de phytostabilisation plus proches des conditions sur le terrain ont récemment été réalisées par SHUTCHA *et al.* (2010), qui ont pratiqué des essais de culture sur des parcelles artificiellement contaminées du jardin expérimental de la faculté des sciences agronomiques de l'Université de Lubumbashi avec divers types d'amendements. Il en est ressorti que l'espèce *Rendlia altera* (également reprise dans le tableau de LETEINTURIER), espèce pérenne, avait le meilleur taux de survie sans amendement, tandis que *Cynodon dactylon*, pérenne étalement, nécessitait un amendement à la chaux. Ces essais ont également confirmé que la chaux diminuait l'accumulation de cuivre dans les parties aériennes des plantes et leur assurait une meilleure reproduction.

La phytostabilisation semble particulièrement indiquée dans le cas des sols en pente, plus difficiles à cultiver dans une optique de phytoextraction, et importants à stabiliser pour limiter la dispersion des polluants et l'érosion des sols. Si tous les sols nus devaient

être traités, les superficies couvertes seraient très importantes. C'est pourquoi MUNYEMBA a imaginé divers scénarii de reverdurisation présentés au titre suivant.

De plus, cette phytotechnologie n'est pas nécessairement envisageable partout. Par exemple, dans le noyau urbain, certaines friches et le site des Gécamines, pourraient être reverdurisés pour peu que les concentrations en ETM y soient tolérables pour les plantes métallophiles, mais il est difficile d'envisager la phytostabilisation à long terme sur les parcelles privées des habitants. Or il a été vu à travers les travaux de MUNYEMBA que beaucoup des terrains nus contaminés avaient été urbanisés. Pour ces derniers, une option envisageable, outre l'excavation des terres, qui s'avèrerait coûteuse et fastidieuse sur de petites parcelles difficiles d'accès, serait la phytoextraction. Par exemple après amendement du sol pour réduire la biodisponibilité en métaux lourds, des espèces accumulatrices pourraient être plantées sur les portions non bâties des parcelles privées situées sous le vent de l'usine Gécamines, et être récoltées pour incinération et recyclage dans les usines métallurgiques. Sur les sols nus plus éloignés de la source de pollution, donc moins nuisibles au cadre de vie citadin et également moins contaminés, de la phytoextraction pourrait également être envisagée.

Un traitement chimique *in situ* pourrait être envisageable au niveau des *dembos* d'empoisonnement (mentionnés par l'atlas de Lubumbashi, 1985, MOULAERT, 1992; LETEINTURIER *et al.*, 1999; LETEINTURIER, 2002; KASHIMBO, 2010), la phytostabilisation étant a priori à la fois moins envisageable (inondations temporaires) et moins souhaitable. En effet, les polluants se concentrent dans ces *dembos*, qu'il faut donc décontaminer. Par exemple, un traitement de solubilisation des métaux à l'aide d'une barrière réactive suivi d'un pompage pour éviter l'infiltration des produits pourrait être envisagé. Il faudra cependant considérer les impacts écologiques locaux d'un tel traitement. Une autre solution moins onéreuse et plus respectueuse de l'écosystème serait d'adapter la technique de décontamination des eaux de drainage miniers par marais artificiels aux *dembos* contaminés. Cette technique fait appel aux bactéries qui précipitent les métaux lourds ainsi qu'à la rhizofiltration par des plantes tolérantes (ELBAZ-POULICHET, 2000). Un système de drains est généralement aménagé pour la récupération des précipités. Dans le cas des *dembos* d'empoisonnement, il s'agirait d'implanter des espèces métallophiles fixatrices des principaux métaux contaminants dans les *dembos*, ainsi qu'un substrat pour le développement de bactéries de type *Desulfovibrio desulfuricans*, qui réduisent les sulfates en SH_2 , ce qui a pour effet d'augmenter le pH de l'eau et de faire précipiter les métaux lourds sous forme de sulfures métalliques. Une troisième solution envisageable est l'extraction électrique, qui sera facilitée par la forte teneur en eau des terrains en saison des pluies. Il faudrait cependant étudier les impacts de ce traitement sur la biocénose éventuelle des *dembos*.

III.2.3 Actions proposées

III.2.3.1 Proposition de typologie des zones à remédier

Considérer la faisabilité pour Lubumbashi des différentes techniques de gestion des sols pollués a permis de mettre en lumière la possibilité de recourir à plusieurs de ces techniques, d'en choisir les paramètres et de les implanter de façon optimale en fonction de la proximité des habitations, la nature du sol (perméabilité, structure, composition), son degré de contamination/minéralisation, son humidité et le relief.

Les analyses de MOULAERT (1992) montrent que la proximité des habitations est corrélée avec le degré de contamination du sol : proche du lieu d'émission et donc des habitations, dans le sens du vent, les sols sont davantage contaminés. De plus, la nature et l'humidité du sol, dans les considérations précédentes, n'étaient que des paramètres du choix des espèces pour la phytoextraction, excepté pour les *dembos* et les cuirasses latéritiques, pour lesquels d'autres techniques étaient proposées. Ceci permet de simplifier les catégories de zones de gestion de la façon suivante (tableau 4). Les localisations citées sont toutes supposées comprises dans le cône de pollution.

TAB. 4: Proposition de typologie de terrains pour le plan de gestion.

Site des Gécamines	Terrain pentu
Noyau urbain sous fumées	Terrain latérisé
Périphérie proche	Dembo
Périphérie	

III.2.3.2 Actions sur le site de la Gécamines

Les options envisagées pour les sols de ce site dépendent donc de la tolérance des plantes à la contamination, élevée sur les sols de la Gécamines. Soit son niveau est viable pour des espèces métallophiles et la phytoremédiation est envisagée, soit il ne l'est pas et c'est l'excavation de la partie superficielle du sol qui est appliquée.

Dans le premier cas, selon que les plantes tolérantes sont hyperaccumulatrices ou possèdent un réseau racinaire étendu, la phytoextraction ou la phytostabilisation pourra être envisagée. Il est donc proposé ici une démarche inverse à la procédure habituelle : il ne s'agit pas d'adapter la technique à l'objectif, mais bien l'objectif à la technique, en fonction de ce qui est faisable, étant donné la forte contrainte de contamination qui pèse sur les sols concernés. En effet, si la phytoextraction est généralement déconseillée sur des sols fortement pollués en raison du temps nécessaire à l'accumulation des métaux par les plantes, les espèces hyperaccumulatrices sont néanmoins plus tolérantes à des niveaux de contamination du sol élevés. Un amendement stabilisant les métaux lourds du sol pourrait également être nécessaire, même pour les espèces les plus tolérantes. Ceci reste à examiner

sur le terrain. Dans le second cas, une fois les terres évacuées, se poseront les questions de savoir par quoi remplacer le substrat enlevé et que faire des terres contaminées. Ceci sera traité au point III.2.3.4.

Sur le site de la Gécamines se pose également la question du terril. L'enlèvement des scories non exploitées par la STL ainsi que des déchets solides de cette dernière comme des autres usines pourrait être utile dans l'optique de ce mémoire. Leur stockage dans des conditions sécurisées serait alors indispensable. Il est également important d'éviter leur utilisation comme remblais, malgré la facilité que cela représente dans le cadre de travaux publics ou domestiques locaux, ces matières étant disponibles à proximité. Un centre d'enfouissement pourrait être creusé à cet effet en périphérie non exposée aux fumées, et les terres excavées serviraient à couvrir le sol du site de la Gécamines et les latérites en périphérie.

L'aspect perceptif du terril n'est pas considéré comme un élément négatif du paysage par les Lushois, il symboliserait même la prospérité de la ville. En ce sens, le supprimer, même partiellement, peut être mal perçu par la population. Le traitement chimique du terril *in situ* semble une solution difficile à mettre en oeuvre étant donné la quantité de matière à traiter, mais également son exploitation.

Quant aux installations métallurgiques sur le site, emblématiques de la ville et de sa richesse cuprifère, partie intégrante du patrimoine lushois, il serait intéressant de les conserver. Assainir les bâtiments et en faire un musée semble une solution envisageable, bien que coûteuse à court terme. L'implantation d'une zone touristique combinant les installations et des espèces métallicoles rares aux alentours pourrait pourtant s'avérer lucrative. Les bâtiments pourraient également être condamnés et démolis, à l'exception du fourneau et de la cheminée principale.

III.2.3.3 Actions dans le noyau urbain exposé

Ponctuellement, sur les espaces non bâtis de la ville (friches industrielles, par exemple), la phytostabilisation pourrait être mise en place. Des amendements stabilisants pourraient être utilisés sur les sols les plus contaminés. Des espaces verts pourraient ainsi être créés. Etant donné que la végétation cupricole ne se présente pas sous forme de pelouse et que les polluants restent en place, il serait cependant prudent de clôturer ces espaces, comme cela a été fait pour un site contaminé au plombensemencé de moutarde indienne dans une ville du Connecticut (KERTANIS & WEBB, 2000). Beaucoup d'espèces cupricoles ont des fleurs fortement colorées, ce qui leur confère une valeur ornementale intéressante (BERT & DERAM, 1999; LETEINTURIER, 2002). Il serait alors possible de sélectionner parmi les espèces cuprorésistantes celles qui ont le plus de valeur ornementale. Ceci améliorerait le cadre de vie de Lubumbashi, tout en valorisant la richesse de la flore métallicole de la région.

Une nuance possible concernant les friches urbaines serait de réserver les plus grandes parcelles à la phytoextraction, pour pouvoir à terme pratiquer l'agriculture urbaine et augmenter l'autosuffisance alimentaire à la ville, importatrice massive de denrées alimentaires en provenance d'autres villes. De telles pratiques ont déjà été mises en place avec succès à Cuba et aux Philippines (DENIL, *et al.*, 2003).

Cependant, la majorité de l'espace urbain est un espace privé, constitué de parcelles d'habitations ou d'entreprises. Les terres affleurantes y sont également susceptibles d'être fortement contaminées, bien que les échantillons de sols collectés par MOULAERT (1992) et Kashimbo (2010) n'aient pas été pris sur des terrains d'habitation. Il serait par ailleurs intéressant de procéder à leur analyse pour confirmer la présence de contamination des jardins.

L'option proposée ici est la phytoextraction, éventuellement assortie d'amendements stabilisateurs. Chaque riverain et entreprise possédant des terres sèmerait sa parcelle d'espèces hyperaccumulatrices de cuivre. Pour inciter chacun à procéder ainsi, la biomasse produite pourrait être revendue aux entreprises métallurgiques locales. Ceci pourrait être facilité par la création d'une société de fauchage spécialisée dans les hyperaccumulateurs, à qui le travail de récolte sur les parcelles serait confié. Ainsi, le fauchage serait effectué par un personnel agréé pouvant reconnaître les espèces hyperaccumulatrices, qui rétribuerait les riverains selon la biomasse fauchée. Les déchets de plantes pourraient alors être incinérés en veillant à traiter les fumées et éventuellement récupérer l'énergie de la combustion pour la production d'électricité, ou directement transmis aux entreprises métallurgiques comme bio-minerai. Pour évaluer la viabilité d'un tel système, il conviendrait de pouvoir calculer le nombre d'années que pourrait durer l'extraction des métaux dans le sol, et pour cela de connaître la teneur en cuivre dans les parcelles citadines. Une fois la décontamination de ces terrains urbains effectuée, le sol pourrait être utilisé pour pratiquer l'agriculture urbaine, comme expliqué plus haut. La durée de décontamination ne peut pas encore être estimée par manque de données précises sur les espèces utilisées, leur potentiel accumulateur *in situ*, ainsi que la teneur en métaux lourds des terrains contaminés. Celle-ci devrait cependant prendre plusieurs années. Dans l'hypothèse où la durée de décontamination le permettrait, la construction d'un incinérateur avec récupération des fumées et de l'énergie de combustion pour la production d'électricité pourrait être envisagée.

En ce qui concerne la cité ouvrière de la Gécamines et le cimetière des pionniers à Pengapenga (au nord de la cité), MUNYEMBA a élaboré divers scénarii de phytostabilisation avec différents degrés de couverture, en contournant toutefois les parcelles habitées. L'objectif de sa démarche était de déterminer l'impact de ces scénarii sur la structure spatiale de la végétation et des sols nus afin d'en déduire l'évolution de l'érosion sur ces terrains. Le premier scénario consistait à reverduriser uniquement les sols de plateaux (pente inférieure à 2%), le second concernait la reverdurisation des sols de pente comprise entre 2 et 5%, le troisième concernait ces deux catégories de sols nus, tandis que le quatrième, situation idéale, simulait la reverdurisation de tous les sols nus dans cette zone.

L'avantage de choisir cette zone pour des tests est que la distribution des concentrations ETM dans le sol y a été établie par MUKOBO en 2007 et que de premiers essais de phytoremédiation *in situ* y sont actuellement en cours (KAMENGWA, 2010 *in* MUNYEMBA, en préparation) et sembleraient indiquer que la majorité des sols nus de cette zone serait propice à la phytostabilisation. Il serait également intéressant d'étendre l'utilisation de cette zone pilote à la mise en oeuvre des différentes actions proposées par MUNYEMBA et l'auteur de ce mémoire, afin d'évaluer leur efficacité et leurs impacts. Sur estimations de SHUTCHA, dans les conditions optimales, le semis à partir de *Rendlia altera* permettrait d'atteindre une couverture complète de la zone pilote au bout de deux ans, contre une année par repiquage de jeunes plants. Les impacts de ces scénarii sur la structure spatiale et sur l'érosion seront présentés au point III.3.2. Ils ont été calculés en simulant les scénarii sur le site pilote à l'aide d'un SIG . Les aires reverdurisées ont ainsi pu être calculées pour chaque scénario, ainsi que les indices de structure spatiale déjà mentionnés. De plus, l'évolution possible du paysage selon ces scénarii a été calculée à l'aide d'une matrice de transition entre la situation élémentaire (situation dans laquelle pourra se trouver la zone si le projet est réalisé selon l'un ou l'autre scénario) pour chaque scénario et la situation récente (technique de MARKOV). MUNYEMBA a également préconisé, outre ces divers scénarii, de remplacer une couverture végétale continue par des rangées de haies vives afin de limiter les coûts opérationnels.

III.2.3.4 Actions en périphérie proche exposée

Il serait intéressant d'utiliser les cuirasses latéritiques en périphérie de la ville comme support pour épandre les terres contaminées du site de la Gécamines, cette surface dure permettant de limiter les risques de diffusion de la pollution. Une fois les terres épandues sur place, le traitement chimique des sols par solubilisation et drainage serait envisageable, bien que coûteux, et permettrait de réintégrer rapidement les terres à leur milieu d'origine.

Si une option de phytoextraction des terres devait être prise, cela pourrait servir à couvrir les terrains latérisés à plus long terme. Cette option est intéressante dans le sens où les sols latérisés ne sont plus verdurissables tels quels. Cependant, si la phytoextraction sur les terres excavées a lieu, ces dernières resteront sur les terrains latérisés et ne retourneront pas sur leur milieu d'origine. Il faudra donc trouver d'autres terres pour couvrir ce sol et éventuellement y implanter de la végétation. Il n'est bien entendu pas question d'utiliser les scories des terrils comme remblais, ces dernières contenant encore des composés toxiques. L'utilisation de déblais miniers locaux ne semble pas non plus être une option intéressante étant donné les fortes concentrations en minerais qui les caractérisent.

Une autre option envisageable serait le creusement d'un centre d'enfouissement pour les scories des usines dont les terres d'excavation pourraient être utilisées pour recouvrir le site des Gécamines ainsi que les cuirasses latéritiques résiduelles. Il est à noter cependant que l'opération de remplacement des terres est également coûteuse étant donné les frais d'excavation et de transport des nouvelles terres.

Les *dembos* d'empoisonnement, en particulier ceux présents en amont de la ville, pourraient être traités chimiquement et par pompage, comme précédemment décrit dans l'analyse de faisabilité (point III.2.2. Il serait cependant préférable de les traiter par phytoremédiation en utilisant la technique des marais artificiels.

En dehors des zones latérisées et des *dembos* d'empoisonnement, la phytostabilisation pourrait être pratiquée. Les superficies à traiter étant importantes et les moyens limités, il serait intéressant de savoir dans quelle mesure une revégétalisation complète serait nécessaire. Comme indiqué dans le texte fondateur du projet PIC REMEDLU, des zones prioritaires pourraient être identifiées et traitées. La notion de risque est ici considérée comme la probabilité de dispersion de la pollution vers les populations humaines et l'environnement, car un risque comprend une composante de probabilité d'occurrence ainsi qu'une intensité d'exposition des populations humaines, dans la plupart des cas.

Dans le cas présent, les zones à risque correspondraient aux zones fortement soumises à l'érosion, donc les pentes, et ce d'autant plus qu'elles seraient situées à proximité et en amont des habitations. C'est dans cette optique que MUNYEMBA a conçu divers scénarii de reverdurisation des sols nus : sur plateau ou sur les pentes. Cependant, MUNYEMBA tente déjà de limiter les espaces à reverduriser dans le noyau urbain en lui-même, partant d'une zone pilote moins densément bâtie comprenant la cité ouvrière des Gécamines et le quartier de Pengapenga et s'étendant jusqu'à la périphérie nord de la ville.

Techniquement, en ce qui concerne les sols présentant de fortes pentes, leur stabilisation pourrait être renforcée par l'installation de *gabions* (cages de treillis remplies de pierrailles, fig. 19), afin d'empêcher la fuite des sédiments, faciliter l'accumulation de colluvions et diminuer le gradient de pente. Ceci permettrait à la végétation de s'implanter plus facilement. Le coût de l'installation de gabions est d'environ 100 € pour une rangée de 100 m de long (pour 1,20 m de profondeur et 0,5 à 1 m de hauteur, CHEVCHENKO, 1996). Les techniques d'hydroseedling précédemment mentionnées pourraient être appliquées pour l'ensemencement. Sur les pentes plus faibles ou dans une optique moins onéreuse, des cordons pierreux peuvent être installés le long des courbes de niveau pour augmenter la rugosité du sol et ainsi freiner l'érosion, comme cela est pratiqué dans le cadre de la lutte contre la désertification par le Comité permanent Inter-Etats de Lutte contre la Sécheresse au Sahel (CILSS). Le coût est estimé à 130 à 250 €/ha, selon la distance à la carrière, compte tenu du prix des pierres, du concassage et du transport, tandis que celui de la formation de doubles haies vives brise-vent tous les 30 m revient environ à 350 €/ha en comptant le prix des plants et du matériel de plantation. Cela pourrait également contribuer à réduire les surfaces à reverduriser, voire favoriser la colonisation naturelle de la végétation à long terme (CILSS, 2008), et donc limiter la nécessité de revégétalisation volontaire, ainsi que les coûts y afférant. Les pierres nécessaires au gabionnage ou à la formation de cordons pourraient être trouvées sur le lieu de creusement du site d'enfouissement des scories si celui-ci est effectivement mis en place.



FIG. 19: Exemple d'emploi de gabions pour stabiliser une pente (source : Provence Travaux Publics S.A).

Ces parcelles de nouvelles terres ainsi que les sols nus revégétalisés pourraient devenir le siège de jardins botaniques, à visée de conservation de la biodiversité, d'étude des relations entretenues par la plante accumulatrice ou tolérante avec le sol, ou à des fins touristiques, voire une combinaison de ces objectifs. Cela faciliterait les recherches écologiques et botaniques sur les plantes métallophiles et permettrait, en plus de conserver le patrimoine biologique de la région, des rentrées d'argent pour le projet grâce au tourisme. En outre, cela contribuerait à faire connaître ce projet de gestion des sols pollués, qui pourrait éventuellement être exporté. Ces parcelles pourraient également servir de pépinières pour la préparation de jeunes plants métallophiles, haies ou arbres à transplanter sur les lieux de phytostabilisation, brise-vents ou foresterie.

III.2.3.5 Actions en périphérie dans le cône de pollution

La contamination, tout comme les risques pour l'environnement mais surtout la santé humaine, sont moins importants en périphérie éloignée du noyau urbain. Il serait souhaitable de mettre au point une valeur-seuil empirique qui indiquerait ce niveau moindre de risque (point II.2.4).

Pour adapter les mesures de gestion à chaque zone, les surfaces à traiter étant importantes, il serait intéressant, une fois les données nécessaires connues et combinées à celles concernant le relief, d'étendre les scénarii de reverdurisation de MUNYEMBA à cette zone pour mesurer son effet sur l'environnement et la structure du paysage. Il serait ainsi possible de savoir sur quelle étendue reverduriser et où préférentiellement. La combinaison de techniques de phytoremédiation avec l'emploi de cordons pierreux, comme précédemment expliqué, peut également être employée afin de réduire les coûts opérationnels de lutte contre l'érosion.

Une option envisageable et intéressante pour les populations locales serait d'associer la phytoextraction à la foresterie. Ceci permettrait de dépolluer les sols en surface, tandis que les arbres, à enracinement plus profond et donc moins exposés à la contamination atmosphérique des sols, surtout en présence de plantes accumulatrices, procureraient de la matière combustible saine aux habitants de Lubumbashi. Des plantations d'arbres sur

sols contaminés ont déjà été effectuées au Canada (WINTERHALDER, 1996), les résultats suggéraient que le cuivre s'accumulait dans les feuilles, qui montraient des teneurs en cuivre supérieures à celles d'une zone témoin pour les spécimens plantés sur le site de l'usine. Pour savoir dans quelle mesure une exploitation forestière pour bois de chauffe serait envisageable vu la teneur en métaux possible dans le bois, davantage de recherches seraient nécessaires. Si cette option ne devait pas être conservée, il serait toujours envisageable valoriser une forêt comme puits de carbone et en s'associant à un projet MDP (Mécanisme pour un Développement Propre) dans le cadre du protocole de Kyoto. En effet il a déjà été mentionné que le phénomène de déforestation pour se procurer du bois de chauffe avait une grande ampleur dans la région et qu'il constituait le processus dominant de formation de sols nus en périphérie de Lubumbashi.

III.2.3.6 Synthèse graphique des actions proposées

Ici sont résumées les différentes actions proposées selon la typologie décrite au point III.2.3.1. Les actions concernant la délocalisation et le contrôle de la pollution telles que proposées aux points III.1.1 et III.1.2 sont également mentionnées. Ainsi, les techniques de remédiation proposées, par ordre croissant de superficie traitée et décroissant de coût, sont l'excavation, le traitement chimique, la phytoextraction et la phytostabilisation.

TAB. 5: Proposition d'actions pour la gestion de la pollution aux métaux lourds des sols à Lubumbashi.

Source	filtration des fumées + traitement et réutilisation des eaux + minimisation, inertage et enfouissement des scories
Usines	recommandations pour localisation périphérique des futures usines
Site Gécamines	excavation et remplacement des terres + revégétalisation stabilisation chimique et phytoextraction enlèvement partiel du terril + enfouissement en périphérie
Noyau urbain	phytoextraction (phytomining) chez les particuliers phytostabilisation sur les friches
Périphérie proche	phytostabilisation + arboretum/pépinière
Périphérie	phytoextraction combinée à foresterie
Terrain pentu	gabionnage par pierres du site d'enfouissement phytostabilisation par hydroseedling
Terrain latérisé	épandage des terres Gécamines + traitement chimique avec drainage + phyto- extraction ou stabilisation + arboretum
Dembo	traitement chimique avec pompage traitement biologique type <i>marais artificiels</i>

Etant donné que toutes les données nécessaires à l'établissement d'une localisation

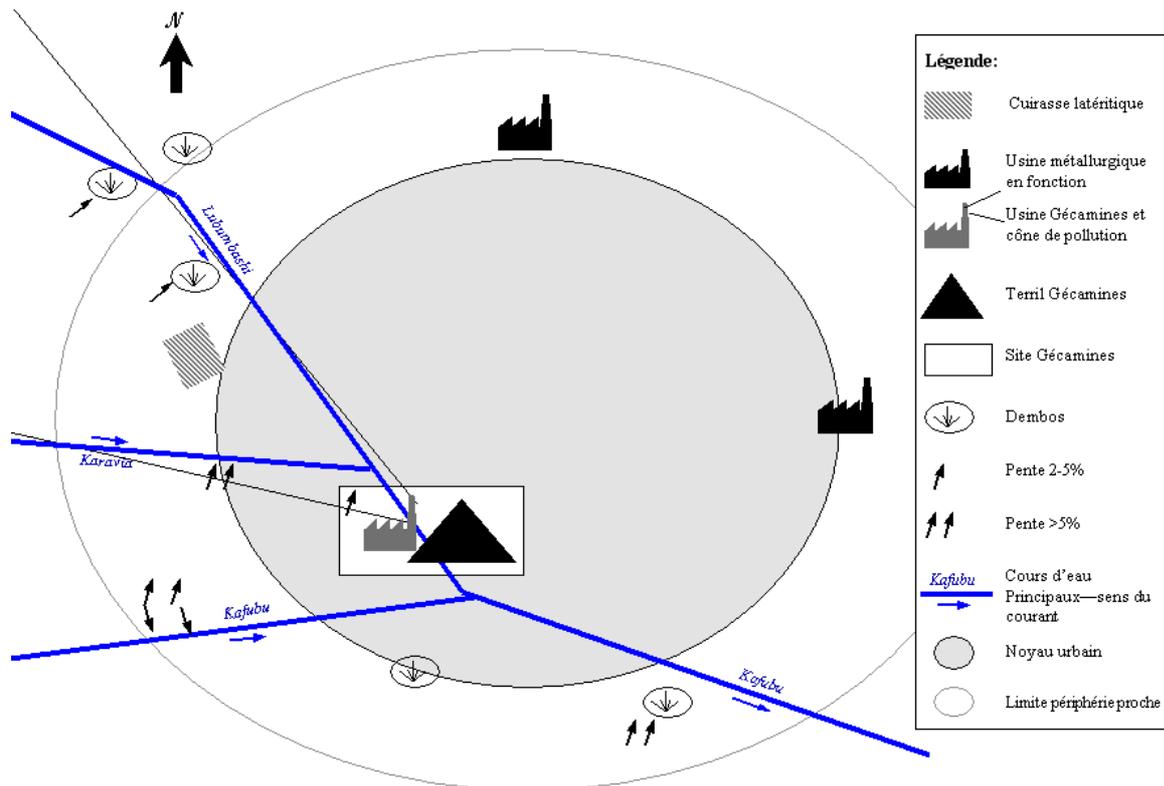


FIG. 20: Chorème de la situation existante à Lubumbashi.

précise de chaque implantation d'action proposée ne sont pas disponibles, le choix a été fait de représenter les propositions pour le plan de gestion de façon schématique, afin de pouvoir présenter les idées principales. Les chorèmes (cartes schématiques) qui suivent présentent la situation existante (fig.20) ainsi que deux scénarii (volontairement extrêmes) de situations élémentaires opposées. Le premier (fig.21) envisage les possibilités d'action les plus efficaces (rapidité et décontamination pour les zones proches des habitations, stabilisation et valorisation économique ailleurs), tandis que le second (fig.??), plus minimaliste, s'en tient à limiter les coûts et surfaces traitées. Il reste assurément possible de pratiquer des nuances entre ces deux scénarii, tout en gardant à l'esprit que les solutions nécessitant l'apport massif de matière solide (terres, pierres), sont dépendantes de l'excavation des terres sur le site des Gécamines ou du creusement d'un centre d'enfouissement.

Même en suivant le premier scénario, la transition vers la situation élémentaire sera chronologiquement contrainte car certaines actions nécessitent le produit d'autres actions pour se mettre en place. Ainsi, comme il est plus aisé d'attendre l'épandage des terres contaminées pour installer des pépinières métalicoles et que les fortes pentes nécessitent le creusement d'un centre d'enfouissement pour se procurer la pierre des gabions, les premières actions de reverdurisation pourraient être opérées sur pentes faibles par *hydroseeding*, en même temps que les excavations nécessaires à la suite des opérations.

III.3 Impacts des actions proposées

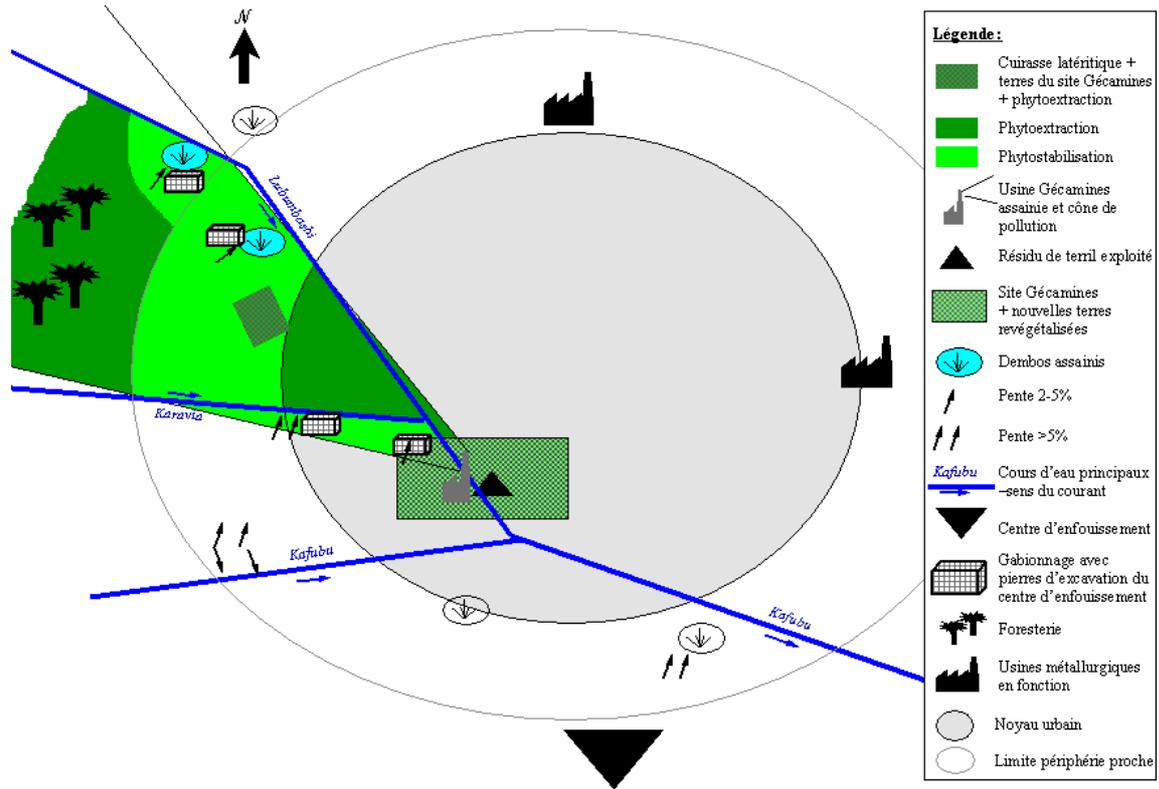


FIG. 21: Chorème du scenario 1 (le plus efficace).

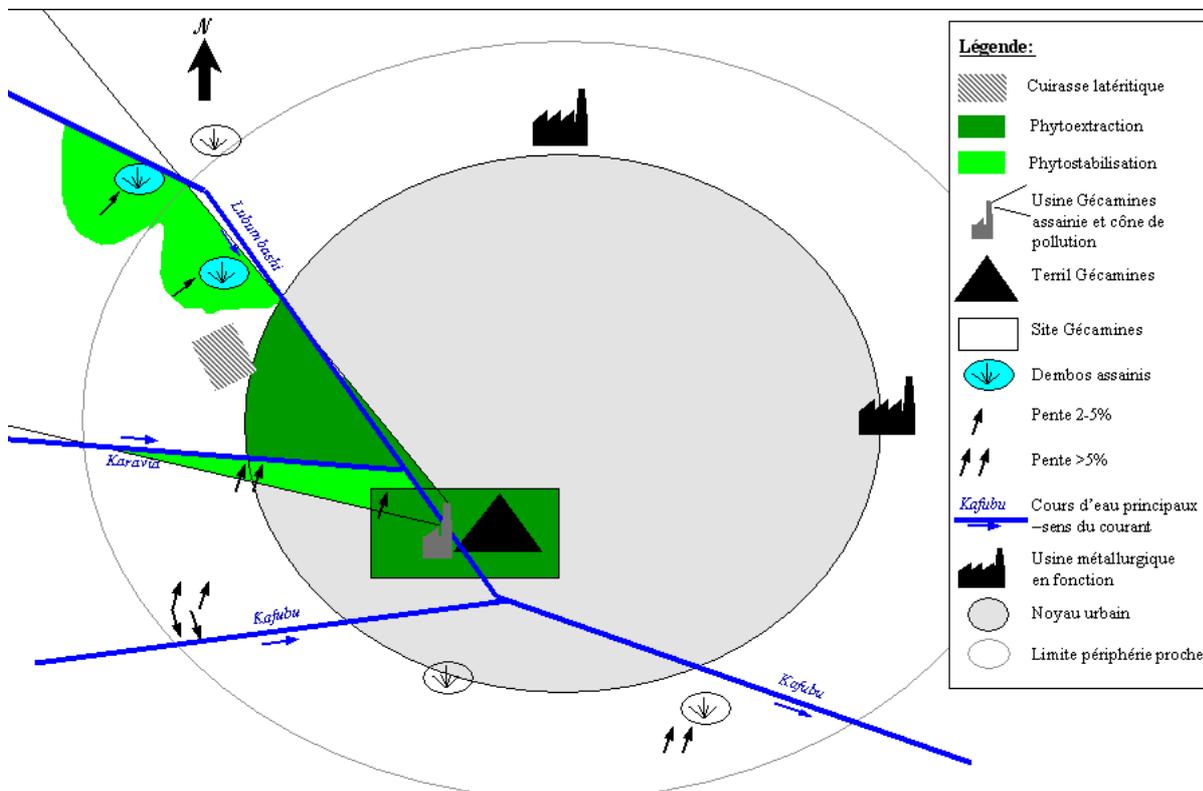


FIG. 22: Chorème du scenario 2 (minimise les coûts).

Cette section reprend des éléments du point III.2.1 et est en partie structurée selon le canevas des études d'incidences environnementales telles que pratiquées en Belgique ou en R.D.C. Des aspects concernant la phase de chantier et des propositions d'amélioration selon les impacts évoqués y seront également présentés. Elle ne constitue cependant pas une étude d'impacts à part entière. Il importe de préciser qu'étant donné le manque de données quantitatives concernant la zone étudiée, et du fait que celle-ci ne soit pas encore précisément délimitée, les informations qui suivront constitueront avant tout des indications générales et recommandations sur des risques potentiels à déterminer dans une phase ultérieure de concrétisation d'un tel projet. En outre, puisque le propos de ce mémoire se fonde sur deux recherches en écologie du paysage, les impacts de la reverdurisation sur la structure du paysage ainsi que sur la perception par les citoyens seront également envisagés.

III.3.1 Impacts sur le milieu abiotique

III.3.1.1 Géologie et géomorphologie

Les impacts principaux dans ce domaine sont d'ordre pédologique. Les aires de phytoextraction, mais aussi celles de phytostabilisation, bien que dans une moindre mesure, verront la concentration en métaux lourds du sol diminuer dans sa partie superficielle (d'après VANGRONSVELD *et al.*, 1996), correspondant à la profondeur d'enracinement des plants hyperaccumulateurs (inférieure à 20 cm). Les amendements modifieront la composition du sol et y diminueront la solubilité et la biodisponibilité des ETM. Une diminution de cet effet a été observée par VANGRONSVELD *et al.* (1996) après un an d'application. Les métaux sont donc progressivement rendus biodisponibles et immobilisés par les racines des plantes, ou leurs parties aériennes dans le cas de la phytoextraction. La percolation des ETM dans le sol sera réduite sous l'action des racines des plantes et de la reconstitution de l'humus suite à l'installation de la couverture végétale. Le pH de ces sols devrait également augmenter sous l'action des amendements et de l'accumulation de matière organique.

Dans le cas de la création d'un centre d'enfouissement et d'épandage des terres non contaminées, la roche mère sera partiellement excavée. Des précautions particulières devront être prises (tapis de bâches imperméables, drains) pour éviter la percolation d'eaux en provenance des scories vers le socle de roche. La localisation du site devra être choisie préférentiellement sur des terrains imperméables, comme les shales présents dans la région, afin d'éviter la contamination des aquifères. Les eaux de percolation devront être récoltées et pourront être traitées de la même façon que les eaux de l'industrie métallurgique locale, et éventuellement au même endroit, étant donné leur composition similaire. Cette dernière option impliquera cependant le transport des eaux contaminées, avec les risques de fuites dans l'environnement que cela comporte. L'épandage des terres non contaminées sur le site de la Gécamines permettra la reproduction des horizons superficiels des sols, bien que la différenciation du profil ne se marque qu'après plusieurs

années d'implantation de la végétation. L'épandage de terres contaminées reproduira les horizons superficiels des sols latérisés, mais la croûte de métaux oxydés restera en place afin d'éviter le lessivage des métaux lourds contenus dans les terres. Cette solution ne présente donc pas la possibilité d'implantation d'espèces à enracinement profond. Dans la mesure où des terres non contaminées pourraient être utilisées pour revégétaliser les cuirasses, celles-ci pourraient être extraites (par exemple pour en faire de la brique) afin de tenter une régénération du profil du sol à long terme.

Au niveau du relief, l'implantation de couvert végétal devrait diminuer l'érosion éolienne et hydrique. De même, l'implantation de cordons pierreux et de gabions augmentera la rugosité du sol, diminuera l'érosion et favorisera la sédimentation de particules de sol nu au pied des structures, ce qui aura pour résultat de limiter la dégradation de la couche superficielle du sol, notamment en rendant les pentes moins abruptes et plus stables.

En ce qui concerne le sol des *dembos* d'empoisonnement, un risque à étudier est la contamination de ces sols par les métaux et les solvants si le pompage n'était pas efficace. L'option de traitement biologique proposée serait donc préférable pour une opération *in situ*, bien que le processus soit plus lent.

III.3.1.2 Hydrologie

Au niveau des *dembos* traités, le traitement chimique accompagné du pompage provoquera un assèchement temporaire des cuvettes, ce qui se produit naturellement en saison sèche. Le traitement biologique nécessiterait de transformer ces *dembos* en marais permanents avec drainage, par exemple en pratiquant un barrage en leur aval, sur toute la durée du traitement.

La diminution de la contamination des rivières a son importance dans le cadre de ce travail, étant donné que le cône de pollution se situe en amont de la ville et des rivières, avec les risques sanitaires que cela présente pour les Lushois, en particulier les populations précarisées qui puisent l'eau directement à la rivière (SHENGO & MANSOJ, 2008). La stabilisation des pentes dans le cône de pollution, dont les berges, diminuera l'apport de sédiments contaminés dans les rivières (la Lubumbashi et la Karavia). Les sédiments sont apportés par le ruissellement en saison des pluies et par l'érosion éolienne en saison sèche. De plus, le traitement des *dembos* connectés aux rivières, diminuera l'apport de contaminants.

III.3.1.3 Climat et air

La revégétalisation pourrait être comprise comme une technique locale de lutte contre la désertification, voire un obstacle à l'installation d'un climat désertique chaud à long terme. A plus petite échelle, l'augmentation de la rugosité du sol aura pour effet un ralentissement des vents, avec augmentation de l'humidité dans les zones protégées du

vent derrière les obstacles et des turbulences sur de courtes distances. C'est pourquoi la revégétalisation en brise-vents est préférable en périphérie des habitations plutôt qu'à proximité de celles-ci.

En ce qui concerne l'air, l'augmentation de la rugosité du sol et de la couverture végétale devraient diminuer sensiblement la teneur en poussières dans l'air ambiant, en particulier en saison sèche, ce grâce à l'utilisation de certaines espèces pérennes. En saison des pluies, où les vents sont tournants, la teneur en poussières des vent du sud-ouest vers le centre serait, elle aussi, diminuée. Le contrôle des fumées à la source améliorerait également la qualité de l'air ambiant. Le terril en exploitation génère lui aussi des poussières. Le déplacer aurait un effet siilaire mais limité à la durée du chantier, qui reste à déterminer.

III.3.2 Impacts sur la structure du paysage et conséquences biotiques et abiotiques potentielles

Dans la zone pilote de MUNYEMBA, les impacts sur la structure du paysage sont les suivants. Dans tous les cas, la fragmentation de la végétation diminue avec la reverdurisation, tandis que celle des sols nus augmente. Que la phytoremédiation ait lieu en pente ou sur plateau, les superficies de végétation augmentent comparablement et la fragmentation de la végétation diminue de la même manière. Dans la situation idéale, tous les sols nus sont supprimés. La connectivité des sols nus diminue avec la fragmentation de celui-ci, diminuant les mouvements érosifs par l'eau et le vent (MUNYEMBA, en préparation). La création de zones tampons autour des rivières les protégera de l'arrivée des polluants et sédiments en provenance des sols en amont. Les brise-vents diminueront la propagation des poussières chargées en ETM pendant la saison sèche grâce à leur action contre l'érosion éolienne (FORMAN, 1995, p. 190).

De façon plus générale, des observations similaires pourraient être étendues à l'ensemble de la zone traitée. La création d'une couverture végétale continue augmente la superficie d'habitat de façon plus importante que la création de haies ou la revégétalisation partielle, sur plateau ou sur pentes. Si cela a moins d'effet sur l'aire d'habitat d'intérieur des taches, qui abrite des espèces plus fragiles que les aires de lisière, caractérisée par des conditions écologiques hybrides entre l'extérieur et l'intérieur de la tache (FORMAN & GORDON, 1986, pp. 108 et suiv.), ces dernières opérations ont un effet substantiel à la fois pour les communautés vivantes et le biotope. En effet, les haies et pentes revégétalisées engendrent la création de corridors, qui augmentent la connectivité entre les taches d'habitat, ce qui permet d'obtenir une aire de distribution plus grande pour les individus en leur facilitant les mouvements entre les taches (DRAMSTAD *et al.*, 1996, p. 36). en vertu de la théorie des îles (MCARTHUR & WILSON, 1967, *in* FORMAN & GORDON, 1986, p. 103), qui postule que la richesse spécifique dans une tache d'habitat, comprise ici comme une île, dépend de son aire et son isolation par rapport aux autres taches de même occupation du sol, la diversité spécifique devrait augmenter dans le cas de la couverture continue

comme celui de la création de corridors. L'écologie des plantes métallophiles est cependant mal connue, et les risques de contamination de la chaîne alimentaire doivent être surveillés.

III.3.3 Impacts sur le milieu biotique

III.3.3.1 Biodiversité

Profitant de l'augmentation de couverture végétale, un objectif conjoint à ce projet est de favoriser la biodiversité des espèces métallophiles, notamment celles qui sont endémiques de la région. Il importera donc de sélectionner une diversité d'espèces plutôt que de former un tapis monospécifique, en particulier pour la phytostabilisation. Cependant, les essais de stabilisation menés jusqu'ici n'ont permis de retenir qu'une seule espèce intéressante pour la phytostabilisation à Lubumbashi (*Rendlia altera*). Il faudra approfondir les études sur les interactions sol-plante *in situ* afin de pouvoir sélectionner davantage d'espèces. Si un jardin botanique devait être créé avec les terres contaminées du site de la Gécamines déplacées sur les cuirasses latéritiques, une attention particulière par rapport à la diversité des espèces pourrait également être accordée, ce qui permettrait de conserver également des espèces hyperaccumulatrices, moins fréquemment employées en phytostabilisation. L'utilisation de fertilisants pour faciliter la croissance des plantes pourrait être réduite en plantant des légumineuses (SHUTCHA *et al.*, 2010) après la récolte des phytoextracteurs, ce qui diminuerait les risques de contamination des sols ou des nappes par les engrais chimiques. Cette solution serait par ailleurs moins coûteuse. Pour la fertilisation des terrains à phytostabiliser, le recours au compost pourrait être fait, bien que cela requière une certaine organisation pour la collecte et la préparation des déchets organiques.

L'emploi d'amendements destinés à modifier le pH et la solubilité des métaux lourds dans le sol peut augmenter la toxicité du milieu pour les espèces non tolérantes, notamment les bactéries du sol, et augmenter la contamination des eaux souterraines par lessivage (CHANEY, 1983 *in* ANGLE & LINACRE, 2005). Toutefois, dans une optique de phytostabilisation, ces traitements sont destinés à augmenter le pH et réduire la biodisponibilité ainsi que la mobilité des métaux dans le sol, ce qui peut améliorer les conditions de vie dans le milieu à court terme (VANGRONSVELD *et al.*, 1995, 1996, 2000). Ces préoccupations sont donc surtout applicables à l'utilisation d'amendements pour la phytoextraction *in situ*.

Si certaines espèces, telles que les cuprophytes (utilisées préférentiellement pour la phytoextraction), sont naturellement confinées aux sols fortement contaminés, par ailleurs pratiquement nus et visés par le projet de remédiation, d'autres sont considérées dans la région comme des adventices. En ce qui concerne les espèces cuprorésistantes qui pourraient être utilisées pour la phytostabilisation, les risques associés au transfert de matière plantée dans le milieu d'accueil sont cependant moins importants dans le cas

présent étant donné la disponibilité d'espèces indigènes, dont le rôle est déjà établi dans l'écosystème paysager de la région. Une surveillance de la propagation de la végétation cupricole vers les cultures pratiquées en périphérie proche de la ville devrait cependant être établie.

Quant à l'écotoxicité des plantes chargées en cuivre pour la faune locale, s'il est possible que celles-ci ne soient pas consommées en des quantités toxiques, cela implique néanmoins que les communautés locales seront pauvres, peuplées de très peu d'insectes et de bétail.

III.3.3.2 Milieu aquatique

Ici seront abordés les aspects relatifs à la qualité de l'eau en tant que boisson et milieu biotique pour la vie aquatique. La turbidité et le niveau de contamination aux ETM de l'eau devraient diminuer suite à la diminution d'apport de sédiments. Si les déchets organiques urbains (déchets verts, déjections, etc) étaient collectés pour constituer du compost pour la phytostabilisation ou la phytoextraction, les apports en eaux usées et déchets organiques seraient moindres dans la rivière, ce qui en augmenterait l'oxygénation et permettrait éventuellement le développement de poissons de rivière. La qualité de l'eau en tant que boisson, sans pour autant qu'elle soit considérée comme potable, en sera améliorée. Etant donné l'accès réduit à l'eau potable dans la ville, cet aspect n'est pas négligeable.

A propos des *dembos* à traiter, il est important d'évaluer la présence biotique sur place car des traitements chimiques ou électriques peuvent s'avérer dommageables pour les organismes qui y vivraient. Dans le cas de la formation de marais permanents, l'impact sur l'écosystème local est potentiellement moindre, bien que le risque existe que des larves de moustiques susceptibles de transmettre la malaria se développent dans ces marais, ce qui pourrait être dommageable pour les populations locales. Une étude plus approfondie concernant la rémediation dans les *dembos* devrait être effectuée afin de déterminer la méthode la moins dommageable pour la population et pour l'environnement.

III.3.4 Impacts sur le milieu humain

III.3.4.1 Paysage, perception, patrimoine monumental

Les bâtiments constituant des points de repère dans la ville seront conservés, ainsi l'image collective de la ville ne devrait pas être déstructurée, si ce n'est par la diminution de la taille du terroir et, à terme, sa disparition, ce qui n'est pas négligeable. La perception du paysage à l'intérieur de la ville devrait également être améliorée suite à la modification de l'aspect des rivières qui la traversent.

La création d'espaces verts urbains et la valorisation possible du patrimoine architectural (dont industriel) de Lubumbashi contribueront à améliorer la perception des habitants. De plus, la mise en place de végétation endémique de la région en ville et en périphérie

(dans les arboreta et pépinières) valorisera le patrimoine biologique de la région, ce qui est susceptible d'induire une image forte de la ville dans le chef de ses habitants. Les espaces verts pourront de plus constituer de nouveaux points de repère, structurant ainsi la ville sur base d'éléments végétaux. Ceci pourrait imprimer une sorte de conscience écologique au sein de la population.

La verdurisation contrôlée et les aménagements en périphérie proche et lointaine de la ville pourraient contribuer à améliorer la perception qu'ont les habitants du cône de pollution mentionné dans les travaux de AMISI. De plus, l'apparition de ce nouveau couvert végétal engendrera des limites différentes dans la perception, tant en ville qu'en périphérie proche, la végétation préconisée étant courte et dès lors peu perçue de loin.

III.3.4.2 Cadre socio-économique

Les propositions d'actions ci-présentées ont une grande ampleur. Sur une zone d'étude rectangulaire de 76 km² s'étendant de la cheminée Gécamines vers le nord de la ville, MUNYEMBA a identifié 48 km² de sols nus. Même si les opérations de reverdurisation ne devaient être que partielles, chaque action proposée représente un projet important, tantôt en temps, tantôt en moyens financiers malgré les recettes qui pourront en être dégagées, tantôt en ressources humaines. En effet, le semis ou la culture et plantation, ainsi que la récolte de végétation métallicole, pourront engendrer la création de nombreux emplois locaux qualifiés (chercheurs formés dans le cadre du projet PIC REMEDLU) et non qualifiés à moyen et à long terme, de même que pour la foresterie. De plus, la proposition de phytoextraction dans les jardins citadins générera des rentrées d'argent à plus long terme pour les ménages au moyen du phytomining.

Les chantiers de pose de gabions, cordons pierreux ou de marais permanents pour la purification des *dembos* nécessiteront également du personnel à plus court terme. Le chantier de déplacement du terril et d'excavation nécessitera du personnel pour une durée qui reste encore à déterminer. Le matériel d'excavation et le transport des scories est comparable à celui utilisé pour le creusement et l'exploitation des mines (LETEINTURIER, 2002, p. 251) et l'exploitation du terril par la STL. Ainsi, en impliquant les diverses entreprises sur place, il sera peut-être possible de diminuer les frais de chantier.

L'éventuelle mise en place d'un incinérateur de végétaux couplé à la production d'électricité générera de l'emploi et permettra peut-être d'alimenter certains foyers ou entreprises en électricité, ce qui constituera une source de revenu supplémentaire pour le fonctionnement du projet. Ceci fournira du bio-minerais bon marché aux usines métallurgiques locales, ce qui pourra constituer un incitant à leur implication dans le financement du projet. Cet aspect sera davantage développé dans la discussion.

La création d'emplois temporaires mais surtout permanents peut constituer une garantie de réussite du projet via l'implication des populations locales. Ces aspect est important

étant donné les ressources à mobiliser et la proximité géographique entre la pollution et la population. De plus, étant donné les conditions de vie précaires dans lesquelles vivent beaucoup de Lushois, de telles opérations seront potentiellement porteuses d'une amélioration des conditions de vie via l'emploi en plus de la restauration du cadre de vie. Le bénéfice direct et immédiat que constituent les emplois pour la population peut également constituer un facteur de sensibilisation aux problèmes environnementaux et éventuellement, à terme, engendrer l'apparition de mouvements populaires de pression en faveur d'un meilleur respect des normes environnementales par les entreprises.

Le tourisme pourrait constituer une source de revenu supplémentaire. En effet, l'implantation d'*arboreta* et la revitalisation de l'ancien site industriel des Gécamines pourrait attirer des touristes et des chercheurs étrangers en mission sur place pour étude de la flore métallicole ou de la mise en oeuvre du plan de gestion. Des touristes nationaux peuvent également être intéressés par la visite de ces lieux emblématiques de leur pays, ce d'autant plus si l'image véhiculée par ceux-ci est positive et améliorée par la création d'un cadre de vie perçu comme étant plus sain et agréable.

III.3.4.3 Habitat, conditions sanitaires

L'amélioration de la qualité des eaux, l'immobilisation des poussières contaminées dans les zones d'habitat suite à la couverture végétale métallicole sur les parcelles des particuliers et dans l'espace public urbain, ainsi que la diminution des quantités de poussières émises par les usines ou issues de l'érosion du terril contribueront à améliorer les conditions sanitaires de la population, qui, comme exposé dans l'introduction, sont influencées par l'industrie minière et métallurgique (voir notamment BANZA *et al.*, 2008). Il est important de veiller à ce que la population ne consomme pas la biomasse produite par phytoextraction, par exemple comme combustible domestique, ce qui pourrait engendrer une contamination par inhalation.

La phase de chantier concernant les déplacements de terres provoquera cependant des nuisances temporaires qui pourraient engendrer des affections respiratoires pour les riverains. Ceci peut être minimisé en humidifiant les terres et les scories à transporter en saison sèche.

III.3.4.4 Bruit et vibrations

Cette section concerne essentiellement les phases de chantier pour l'enlèvement du terril et l'excavation des terres sur le site de la Gécamines. Ces nuisances seront concomitantes aux déplacements de poussières liées aux manipulations des terres et scories par les pelleteuses. Il est difficile dans l'état actuel des connaissances de prédire l'ampleur de la nuisance.

Discussion de la stratégie de gestion

IV.1 Rôle des pouvoirs publics et mise en œuvre

La faisabilité du projet ci-présenté, gestion de l'environnement sur une superficie de plusieurs dizaines de km², dépend de facteurs liés à l'application des instruments de l'action publique. Il s'agit donc de questions de financement ainsi que de cadre légal. En effet, l'environnement et la conservation de la nature relèvent d'une compétence publique, notamment en R.D.C.

Néanmoins, les politiques publiques de ce pays, toujours considéré comme en développement par les organisations internationales telles que l'ONU, s'inscrivent dans un contexte assez différent de celui des pays industrialisés. Cette section consiste donc à explorer le cadre politico-juridique de la R.D.C. relatif à l'environnement dans lequel pourrait s'implanter la phytoremédiation dans le cône de pollution ainsi que son financement.

IV.1.1 Instruments de l'action publique en place en R.D.C.

IV.1.1.1 Cadre institutionnel existant et priorités relatives à l'environnement

Le Gouvernement congolais se consacre à la modernisation de son cadre juridique et réglementaire depuis 2002. C'est ainsi que, concernant les textes légaux relatifs à l'environnement, le nouveau Code Minier a vu le jour en 2002 et a depuis été assorti de trois textes réglementaires de type décret. De même, une nouvelle loi-cadre sur l'environnement au Congo est en cours de discussion au sein de l'Assemblée Nationale et devrait être promulguée d'ici fin 2010. Un nouveau Code de l'Eau est également en finalisation, qui doit remplacer des lois, décrets et ordonnances qui datent encore des années 1950. Le projet de loi-cadre sur l'environnement comporte plusieurs chapitres qui rendent compte des priorités de l'Etat congolais en matière d'environnement. Certaines d'entre elles se rapportent directement à la problématique traitée dans le présent mémoire. Il convient de remarquer qu'il n'est nulle part fait mention du traitement des sols pollués par déchets industriels ou autre cas de remédiation qui pourrait s'appliquer à la problématique traitée dans ce mémoire.

- Etude d'impact sur l'environnement, pour les installations susceptibles d'avoir une incidence sur l'environnement (déterminées par une nomenclature à fixer par

- décret) ;
- Déchets urbains et industriels ;
 - Rejets dans l’atmosphère, dans les eaux et dans le sol ;
 - Patrimoine culturel et historique.

Concernant les évaluations environnementales, un arrêté ministériel de 2006 portant sur les dispositions relatives à l’obligation de procéder à une évaluation environnementale et sociale sur projet (EIES) a été promulgué sur sollicitation de la Banque Mondiale suite à un accord de crédit et un accord de don. Ces instruments présentent des similitudes de structure avec les études d’impact environnemental sur projet (EIE) et évaluations environnementales stratégiques (EES) telles que pratiquées en Union Européenne.

De nombreuses mesures contraignantes (type *command and control*) ont déjà été élaborées afin de limiter l’impact environnemental des activités (fixations de seuils d’émissions, lois fixant des comportements à adopter, sanctions financières ou d’emprisonnement).

IV.1.1.2 Implémentation des instruments de gestion de l’environnement

Les instruments les plus appliqués en R.D.C, y compris en matière environnementale, sont vraisemblablement les mesures fiscales. Plusieurs textes légaux, comme la nouvelle loi-cadre sur l’environnement et l’arrêté interministériel de 2005 sur les taxes à percevoir des établissements dangereux, mentionnent le recours aux taxes pour établissements polluants, ou exonérations pour mesures de protection de l’environnement. Il s’agit également de toutes formes de paiement aux fonctionnaires d’Etat auprès de la population. La majorité des services étatiques présents, surtout dans les espaces périurbains, sont des organes répressifs (police) qui ponctionnent littéralement la population pour vivre (COGELS & ARNOLDUSSEN, 2008).

D’autre part, les normes en matière de rejets et prescriptions sur l’organisation de la gestion des déchets, tant industriels qu’urbains, semblent ne pas être appliquées partout. En tous les cas, à Lubumbashi, plusieurs témoignages font état de problèmes de salubrité dans les rues et d’un système de collecte de déchets urbains peu performant. En ce qui concerne les déchets industriels, les entreprises semblent davantage appliquer une politique conforme à leur éthique et conscience de la toxicité des déchets produits que respecter des normes. Il n’y aurait apparemment pas (ou très peu) de contrôle (LANMAFANKPOTIN, 2010). Ceci constitue une entrave à la mise en pratique du plan de gestion ci-proposé. Il importe donc de trouver d’autres instruments pour permettre une réduction des émissions des usines métallurgiques.

La question des évaluations environnementales dans le cas de la raffinerie des Gécamines de Lubumbashi a été examinée. Les informations trouvées rapportent qu’une telle évaluation aurait été réalisée en 2003 dans le cadre d’un projet de compétitivité et de développement du secteur privé, soutenu par la Banque Mondiale, qui prévoyait de privatiser la Gécamines ainsi que d’en moderniser certaines installations. Cependant,

des plaintes auprès de la Banque Mondiale ont été introduites par diverses associations environnementales car les résultats de ces études d'incidences, réputés critiques, n'avaient pas été rendus publics (Lawrence & Horta, 2004).

IV.1.1.3 Analyse de la non-application des mesures environnementales

Pourquoi les mesures de protection de l'environnement sont-elles si peu appliquées et respectées en République démocratique du Congo ? L'explication liée à l'opportunisme en matière de financement, à la corruption des fonctionnaires de l'Etat et des pressions industrielles transparait dans les descriptions précédentes. D'autres hypothèses avancées concernent le manque de moyens financiers et de perception des problèmes environnementaux par la population.

COGELS *et al.* (2008) mentionnent la superposition du pouvoir coutumier et du pouvoir étatique comme une des causes du manque de transparence et de la corruption qui règnent au sein des institutions de l'Etat. Ces deux pouvoirs sont en effet contraints de cohabiter, notamment à Lubumbashi et en particulier dans les espaces périurbains, où les procédures suivies ne s'opèrent pas toujours dans les limites du droit et manquent souvent d'uniformité. Cela permet divers abus de pouvoir dont profitent les fonctionnaires et représentants de l'Etat pour soutirer de l'argent aux populations.

Parallèlement à cela, les services publics répondant aux besoins de la population (état civil, santé, éducation, infrastructures d'utilité publique) sont minimes. Les citoyens, face à ce désengagement de l'Etat (Cogels, 2008), sont souvent contraints de vivre en quasi-autarcie, puisant leurs ressources dans leur environnement immédiat (nourriture, bois de chauffe, exploitation artisanale et illégale du minerai, etc). Ainsi, la sensibilisation des populations locales aux préoccupations environnementales n'a que peu d'effet, puisque c'est de la surexploitation de cet environnement qu'elles tirent leurs seuls moyens de subsistance (PNUD, 2009, Annexe I). La pression environnementale est accentuée par les besoins des citoyens de récolter des fonds supplémentaires afin de s'acquitter des redevances demandées par les fonctionnaires de l'Etat et par l'explosion démographique à Lubumbashi suite à l'exode rural. L'espoir nourri par les ONG environnementales que la pression sur les entreprises pour le respect de l'environnement, à défaut d'émaner de structures étatiques déficientes, sera suscitée par des groupements populaires (perspective *bottom-up*), est difficilement envisageable tant que l'Etat ne réhabilite pas la notion de service public en améliorant la gestion des infrastructures et l'administration des espaces (Cogels, in Arnoldussen, 2008).

Ceci est pourtant rendu difficile par le manque de moyens financiers dont disposent les pouvoirs publics. En effet, les activités de la Gécamines sont en constante régression depuis l'indépendance du pays. Non seulement les entreprises minières privées sont les principales pourvoyeuses d'emploi pour les populations locales, mais il est en outre délicat pour un Etat précarisé d'imposer des contraintes à ses principaux bailleurs de fonds,

ce qui renforce le clientélisme politique et engendre une forme de suppléance des Etats par le secteur privé (LOGO & CHAUNGUEU, 2008). Le contexte socioéconomique du pays ne favorise donc pas l'adoption de comportements qualifiables de durables en matière d'exploitation des ressources (TREFON & COGELS, 2005), tant par les industries que par les petits producteurs locaux.

IV.1.2 Cadre d'implantation du projet de phytoremédiation

IV.1.2.1 Cadre légal et instruments permettant l'application du projet

Etant donné le rôle de l'Etat, des entreprises privées et des organisations internationales dans les questions de développement du pays, des partenariats entre ces différentes instances sont organisés depuis les années 1950, sous l'égide de la Banque Mondiale. Dans le cadre de ces projets, depuis les années 1990, elle procure également l'assistance technique aux Etats sur le plan légal et réglementaire, notamment concernant la protection environnementale. Le succès de ces entreprises est cependant variable, souvent conditionné par la corruption au sein des fonctionnaires de l'Etat (KINGWESE *et al.*, 2004), et relatif aux priorités et exigences de la Banque Mondiale (défiscalisation, privatisation, etc). Ce type d'intervention est de plus assez controversé. Des études de cas ont cependant montré que les normes environnementales avaient tendance à être trop laxistes dans ces milieux à la fois socialement et environnementalement fragiles (CAMPBELL *et al.*, 2003).

L'idée de mettre en place de tels projets dans une optique de développement durable, en partenariat avec des organisations non gouvernementales en faveur de l'environnement ou du développement durable, est donc avancée. Ces dernières organisations pourraient servir d'arbitrage entre l'opérateur privé, l'Etat et les populations locales et ainsi garantir l'application d'actions de développement communautaire local soutenues par l'opérateur privé en contrepartie de la possibilité d'exploiter les ressources locales.

Un projet de ce type est en cours d'élaboration au Katanga, à Tenke Fungurume (COGELS, 2008). Comme la stratégie de gestion avancée dans le cadre de ce mémoire, ce projet prévoit la création de nombreux emplois. La police des mines sera également rémunérée par l'opérateur privé, ce qui diminuera possiblement la pression financière des fonctionnaires étatiques sur les populations locales.

Si ce modèle semble comporter de nombreux avantages relatifs aux manques soulevés dans la politique environnementale congolaise, il reste néanmoins très théorique et fragile. En effet, sa réussite dépend essentiellement de la volonté de l'entreprise privée de respecter le contrat, malgré les pressions pouvant être engendrées par les ONG environnementales impliquées. De plus, la rémunération des fonctionnaires publics ne garantit pas en soi l'arrêt des pratiques de collecte d'argent auprès des populations locales.

IV.1.2.2 Manques à pallier et perspectives pour l'application du projet

La Gécamines elle-même, principale responsable de la contamination, ou encore la STL, qui retraite les résidus de cuivre présents dans le terril de Lubumbashi, assistées des autres entreprises implantées sur place, pourraient s'aquitter du financement des opérations de phytoremédiation contre la possibilité de se procurer du bio-minerais à un prix avantageux. Il est plus aisé de contraindre une institution en lui offrant une compensation.

Quelques propositions ponctuelles d'amélioration d'un éventuel partenariat dans le cas de Lubumbashi peuvent être avancées. Il serait envisageable d'intégrer la Banque Mondiale au projet, comme cela a déjà été réalisé pour garantir une conditionnalité environnementale autour de projets miniers (cf. point IV.1.2.1). Ceci permettrait davantage de pression sur l'entrepreneur privé. Néanmoins, la Banque Mondiale prônant surtout pour le développement économique, on peut s'attendre à ce que celle-ci ne fasse pas pression pour que les prescriptions environnementales et sociales soient respectées et que cela amoindrisse l'impact des ONG environnementales. Cependant, il importe de reconnaître qu'elle a contribué au développement de la législation environnementale congolaise (cf. point IV.1.1.2). L'intervention des fonds d'aide au développement du Gouvernement belge à sa place pourrait permettre de réduire les risques inhérents à l'intervention de la Banque Mondiale.

IV.2 Méthodes : critique, justifications, recommandations

L'approche de MUNYEMBA quant aux scénarii de reverdurisation présente l'avantage de donner une estimation quantitative plus précise des moyens à mettre en oeuvre et des résultats en termes d'atteinte d'objectifs du projet. Les résultats de ses recherches peuvent être considérés comme encourageants dans le sens où il a montré qu'une reverdurisation partielle permettrait déjà la diminution significative de la connectivité entre les sols nus, et donc de l'érosion. Il serait également intéressant dans le cadre de ce projet d'évaluer l'impact de la présence de haies et cordons pierreux selon les mêmes méthodes. Cette évaluation n'a pas pu être réalisée dans le cadre de ce mémoire faute d'accessibilité aux données produites et employées par MUNYEMBA avant la remise du présent mémoire, les possibilités de transfert de données entre Bruxelles et Lubumbashi étant fortement contraintes. Une autre remarque concernant les travaux de MUNYEMBA se rapporte au choix de la zone d'étude sur laquelle les indices de structure spatiale des scénarii ont été calculés. Cette zone, qui correspond à la plus grande zone de test sous fumées employée par lui pour l'identification de l'empreinte écologique du cône de pollution de l'usine Gécamines, s'étend vers le nord, alors que, d'après la direction des vents dominants, la pollution se propagerait plutôt vers le nord-ouest. Il est donc possible qu'une partie de cette zone d'étude ne soit pas effectivement comprise dans ce qu'on appelle le cône de

pollution. Il serait dès lors intéressant de tester soit une plus petite zone telle que la zone pilote du cimetière et de la cité ouvrière, soit dans la direction des vents dominants, ou idéalement de délimiter une zone de test de scénarii après avoir déterminé l'angle d'ouverture du cône de pollution.

Les travaux de Amisi ont permis d'observer plusieurs zones de dégradation liées à l'activité minière et métallurgique à Lubumbashi : à l'ouest de la ville (cône de pollution), mais aussi au nord (nouveau complexe industriel) et à l'est (Ruashi – mine de l'Etoile), ce qui laisse penser que les usines et exploitations minières nouvellement installées ont également un impact environnemental négatif sur la région et sont susceptibles d'entraîner les mêmes conséquences sur le paysage et la santé humaine à long terme. Cependant, le choix a été fait de centrer les propositions de Gestion uniquement sur le cône de pollution de l'usine des Gécamines. La raison principale est qu'il s'agit de la zone jusqu'ici la plus étudiée, et donc pour laquelle la plus grande quantité de données était disponible. Il serait toutefois intéressant d'étudier l'impact des activités industrielles et minières dans les autres zones de Lubumbashi, à titre préventif ou pour augmenter l'efficacité d'une stratégie de gestion telle qu'esquissée à travers le présent mémoire. Celle-ci pourrait éventuellement être étendue à ces autres zones potentiellement dégradées, moyennant adaptation aux caractéristiques du site et de la pollution.

Une autre remarque importante concerne la dispersion de la pollution aux métaux lourds issue de l'usine Gécamines. En effet, si la direction des vents dominants détermine l'existence du cône de pollution, c'est le sens des pentes qui détermine l'érosion par agents de transport en masse. Etant donné la conformation géomorphologique du site, cette forme d'érosion concentre les polluants vers la rivière et les dembos, dans le sens opposé à l'allongement du cône de pollution. Il en résulte que la rivière ainsi que ses berges en aval de l'usine de la Gécamines (vers le sud-est) sont contaminées aux métaux lourds et que les dembos sont également susceptibles de l'être, surtout si ceux-ci sont en contact intermittent avec l'eau des rivières en saison des pluies. Si la contamination de la rivière peut diminuer suite aux mesures de lutte contre l'érosion dans le cône de pollution, la contamination des berges et des dembos peut persister à plus long terme. Il pourrait donc être envisageable de procéder à la remédiation des berges et des dembos en aval de l'usine en plus du cône de pollution. Néanmoins, excepté les éléments présents dans l'agglomération et la périphérie proche où l'agriculture est pratiquée, la contamination hors cône de pollution présente moins de risques sanitaires.

Une interrogation qui reste à traiter concernant les actions proposées en périphérie proche concerne l'agriculture éventuellement pratiquée dans le cône de pollution, qu'il n'a pas été possible d'identifier à l'aide des classifications d'images satellites récentes. Bien qu'AMISI (2010, p. 125) ait mentionné que (emphles sols ne peuvent plus porter de cultures, il serait important d'en évaluer la présence dans cette zone, auquel cas les parcelles cultivées pourraient être temporairement consacrées à la phytoextraction. Il faudrait alors évaluer dans quelle mesure les revenus induits par la vente des végétaux ayant accumulé

le cuivre permettrait de suppléer la perte de ressources vivrières pour les cultivateurs. A défaut, le recours à des amendements stabilisateurs pourrait être pratiqué pour poursuivre la culture.

Si la question du financement des actions de gestion a été abordée, celle des coûts des opérations n'a pas été développée. En effet, si certaines données quant aux frais relatifs à certaines opérations proposées étaient disponibles (et ont été citées), les métadonnées sur le calcul de ces coûts ne l'étant pas, il n'était pas possible de savoir dans quelle mesure ces coûts sont représentatifs du coût réel des opérations correspondantes sur le site de Lubumbashi. Une autre raison pour laquelle les coûts n'ont pas été estimés est que les étendues des zones à traiter n'ont pas encore été déterminées, les données sur la contamination des sols étant en phase de récolte. La mise au point des aspects phytotechniques de la gestion des sols nus est par ailleurs encore en cours. Ainsi, si l'attention a été prêtée à réduire les coûts et à engendrer des recettes autant que possible, l'état actuel des connaissances sur le sujet ne permet pas de déterminer les coûts et bénéfices totaux, la durée nécessaire à l'amortissement éventuel du projet, pas plus que le montant des investissements de départ. Il est bien entendu que ces informations sont capitales dans le cadre de la mise en place d'un projet pour déterminer les sources de financement possibles. L'estimation des coûts figure d'ailleurs dans les informations requises pour une EIES congolaise. Ces informations devraient être calculées à un stade ultérieur de l'élaboration du plan de gestion des sols pollués par l'industrie métallurgique à Lubumbashi.

Un aspect souvent négligé dans le cadre de projets de développement, et cause fréquente de leur échec, est la nécessité que les populations locales trouvent un intérêt direct au projet pour s'y impliquer. C'est dans cette démarche qu'il a été tenté d'obtenir des actions qui permettraient une amélioration directe des conditions de vie et de satisfaction des besoins essentiels des populations. Cependant, pour garantir leur implication dans le projet à long terme, il est nécessaire de pratiquer des études plus approfondies en sociologie et anthropologie sur les besoins de ces populations et la manière de les satisfaire via ce plan de gestion. Par exemple, permettre la verdurisation de parcelles rurales nécessitera probablement l'accord du propriétaire ou gestionnaire de ces parcelles, or des chefs coutumiers sont encore présents dans la région. Il sera probablement nécessaire de négocier avec eux en plus des pouvoirs publics locaux. La détention des connaissances pour la mise en pratique du projet par des spécialistes lushois pourrait favoriser l'approbation des chefs coutumiers. Convaincre et impliquer ces dignitaires locaux dans la réalisation du projet prodiguerait des alliés de poids dans les négociations de mécanismes de financement et incitation au contrôle des déchets et effluents des usines, ce qui constituerait un atout non négligeable.

Beaucoup de recherches et de production de données restent à effectuer avant de pouvoir apporter des précisions quant à l'élaboration de la stratégie de gestion ci-esquissée. Bien que la stratégie de gestion telle que présentée ici comporte peu de données

quantitatives, elle constitue néanmoins une mise au point intéressante qui puisse permettre d'orienter les recherches ultérieures dans le cadre de la problématique étudiée.

IV.3 Perspectives pour les recherches ultérieures

Au cours de l'ensemble de l'élaboration du présent mémoire, des manques de données et des propositions de techniques pour la production de certaines d'entre elles ont été évoqués. Ces données devraient permettre d'approfondir les connaissances sur la problématique, sur les techniques de remédiation et leurs modalités de mise en pratique sur le terrain (notamment l'évaluation des coûts). Ces données manquantes sont résumées dans la double-liste qui suit.

Composition et configuration de la pollution

- angle d'ouverture du cône de pollution
- distance limite à laquelle la contamination de sols nus constitue un risque pour la santé humaine
 - superficies des zones à traiter pour chaque technique proposée
 - # nécessité éventuelle d'adopter des techniques de couverture partielle (plateau, pente, haies, cordons pierreux)
- données hydrogéologiques sur la vulnérabilité des nappes phréatiques locales
- émissions actuelles de métaux lourds et d'oxydes
- ampleur et distribution spatiale de la contamination et des conséquences environnementales des activités industrielles récentes

Contraintes et aspects techniques de mise en œuvre de la gestion

- compatibilité entre la tolérance maximale des espèces cupricoles et les concentrations présentes sur le site industriel des Gécamines
- performances d'espèces cuprorésistantes dans chaque zone d'action concernée par la phytostabilisation sur le plan de gestion
- performances d'espèces hyperaccumulatrices dans chaque zone d'action concernée par la phytoextraction sur le plan de gestion
 - durée nécessaire à la décontamination
 - teneur en métaux dans le biominerais
 - nécessité éventuelle de recourir aux biotechnologies de laboratoire
- étendue de l'agriculture pratiquée dans le cône de pollution
- perméabilité du sol et caractérisation des écosystèmes (éventuels) dans les dembos d'empoisonnement
- quantité de scories de terril à déplacer

Conclusions générales

V.1 Contexte de la remédiation : schéma DPSIR

Pour tenter de conceptualiser la démarche entreprise dans le présent mémoire, en complément à la contextualisation présentée dans l'introduction, une analyse du problème et des actions de gestion est présentée selon le modèle DPSIR (*Driving force – Pressure – State – Impact – Response*), couramment employé en gestion de l'environnement et dans une optique de développement (fig. 23). Ce modèle permet une analyse systémique des relations entre les systèmes environnemental humain (SMEETS & WETERINGS, 1999, pp. 6 et suiv.).

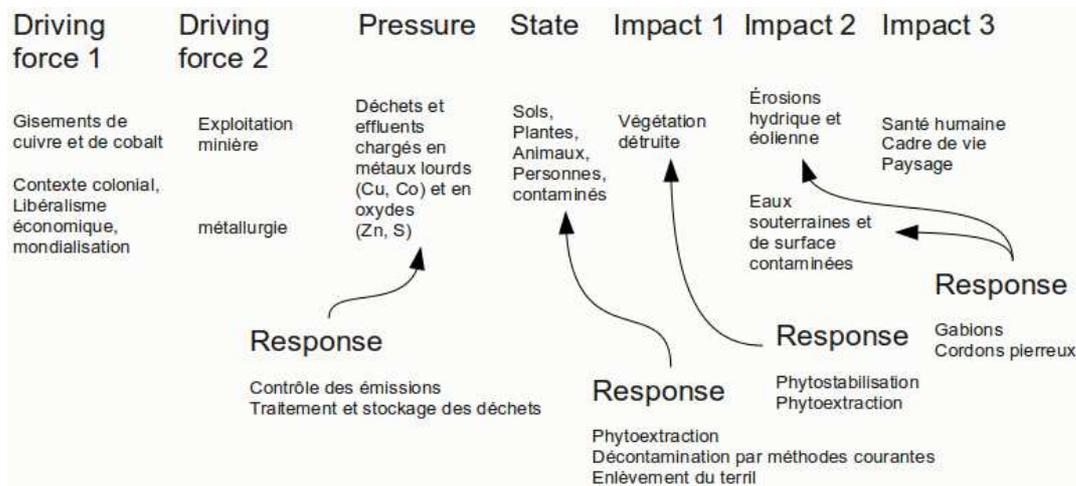


FIG. 23: Schéma DPSIR appliqué à la problématique et la gestion de la pollution des sols par les métaux lourds de l'industrie métallurgique à Lubumbashi.

Selon la logique de cette approche, les développements sociaux et économiques, donc les activités humaines (*Driving forces*) exercent des pressions (*Pressure*) sur l'environnement, ce qui a pour conséquence de modifier l'état (*State*) de ce dernier (facteurs abiotiques). Ces modifications d'état provoquent des impacts (*Impact*) sur les conditions de vie et la santé humaine et celle des communautés vivantes, ce qui peut nécessiter une intervention de la société (*Response*). Cette réponse sociétale peut s'appliquer aux impacts (de façon adaptative ou curative), à l'état de l'environnement, aux pressions ou encore aux forces directrices (SMEETS & WETERINGS, 1999, pp. 6 et suiv.). Plus la réponse s'exerce sur une cause distale de l'impact, plus elle est durable mais difficile à mettre en œuvre car

implique un changement de plus en plus fondamental du système fonctionnel global de la société. L'échelle d'application de la réponse diffère donc selon le niveau d'intervention visé par la réponse.

Il a ici été tenté d'adapter ce schéma à la problématique étudiée dans le cadre du présent mémoire de fin d'études. De cette façon, les notions de *Driving pressure* et de *Impact* ont été détaillées d'après une chaîne causale, comme présenté dans l'introduction. Conformément aux commentaires émis par rapport aux actions proposées dans le chapitre 3, chaque type de réponse a été inscrit selon le niveau qu'il ciblait.

V.2 Synthèse des recherches et résultats

Les activités de la raffinerie de cuivre de la Gécamines à Lubumbashi ont eu un impact négatif sur l'environnement et la santé des habitants. Cet impact se manifeste encore de nos jours à travers la présence de sols nus, d'eaux contaminées et du cuivre présent dans l'organisme des riverains. Les travaux sur la structure spatiale de la végétation et sur la perception de l'impact de la métallurgie à Lubumbashi ont partiellement permis d'évaluer et de spatialiser le phénomène de contamination des sols. D'autres approches de la problématique étudiée ont été effectuées, dont les résultats de certaines ont été intégrées à ce mémoire.

A propos de la question de recherche et de l'hypothèse de réponse, le présent mémoire de fin d'études a permis de montrer qu'il était possible d'intégrer les résultats d'analyses de perception et de structure spatiale dans une stratégie de gestion qui fasse appel à la phytoremédiation et permette de minimiser les impacts de l'activité métallurgique sur la santé humaine et l'environnement. Son développement a en outre mis en lumière la nécessité de développer d'autres approches d'analyse nécessaires à la mise en place d'une telle gestion de la pollution des sols due à l'industrie métallurgique à Lubumbashi, qu'il conviendra également d'intégrer en tant que données de base dans cette stratégie. En ce qui concerne les aspects techniques de mise en œuvre de la stratégie de gestion en elle-même, il a également été mis en évidence que des recherches complémentaires sur les contraintes et les moyens disponibles devraient être effectuées afin de savoir quelles espèces planter et dans quelles zones pour la phytoremédiation, mais aussi quelles actions proposées pourraient être réalistement envisageables.

V.3 Perspectives d'utilisation

MUNYEMBA (en préparation) et AMISI (2010) ont mentionné la nécessité d'une remédiation des sols pollués par les ETM suite aux résultats de leurs travaux. Il est aussi important de remarquer que la problématique de la santé et du cadre de vie à Lubumbashi, bien que fortement marquée par le contexte industriel, ne s'y résume pas. Si le présent mémoire circonscrit sa question de recherche selon cet angle d'approche, par nécessité de traiter un sujet précis, il serait cependant dangereux de penser que l'application idéale du plan proposé permettrait de résoudre l'entièreté du problème. Aussi, l'auteur de ce mémoire tient à attirer l'attention sur la nécessité d'intégrer les résultats de ce travail dans des projets de développement ultérieurs sur place, en particulier ceux qui font appel à l'aménagement du territoire et l'urbanisme, ainsi que les productions alimentaires et de boisson, dans le cadre desquels la contamination aux métaux lourds est susceptible d'avoir un impact sur la santé humaine. Un projet auquel il est ici fait référence est le futur PIC de création d'un centre de planification et de gestion urbaines. Cette précision semble d'autant plus nécessaire étant donné la tendance à l'extension de l'espace urbain à Lubumbashi, y compris dans le cône de pollution.

Bibliographie

Ouvrages spécialisés, mémoires et thèses

AMISI, M., *Perception et cartographie de Lubumbashi selon la méthode de Kevin Lynch*, Mémoire de D.E.A. inédit, Faculté des Sciences Agronomiques, UNILU, Lubumbashi, 2007.

AMISI, M., *Perception de l'impact des activités minières au Katanga. Analyse par l'application de la théorie paysagère de Kevin Lynch*, Thèse de doctorat inédite, Faculté des Sciences, UNILU, Lubumbashi, 2010.

BARIMA, S., BARBIER, N., BAMBA, I., TRAORE, D., LEJOLY, J., BOGAERT, J. *Dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane ivoirienne*, in *Bois et forêts des tropiques*, n°299, 2009, pp. 15-26.

BERT, V., DERAM, A., *Guide des phytotechnologies. Utilisation des plantes dans la dépollution et la réhabilitation des sites contaminés par les métaux lourds*, EDA Environnement & Développement Alternatif, Lille, 1999.

BIGOMBÉ LOGO, P., GUEDJE CHAUNGUEU, N. M., *L'évolution de la certification forestière en Afrique centrale : un aboutissement ou une illusion de plus pour la gestion responsable et bénéfique des forêts du bassin du Congo ?*, in *Gouvernance et environnement en Afrique centrale : le modèle participatif en question*, Musée royal de l'Afrique centrale, 2008, pp. 53 - 72.

BOGAERT, J., BARIMA, S., JI, J., JIANG, H., BAMBA, I., IYONGO, L., MAMA, A., NYSSSEN, E., DAHDOUH-GUEBAS, F., KOEDAM, N., *A methodological framework to quantify anthropogenic effects on landscape pattern*, in *Landscape Ecology in Asian Cultures*, Hong, S-K., Wu, J., Kim, J.-E., Nakagoshi, N., édit., Springer, Dordrecht, sous presse.

BRADSHAW, A., *The ecological component*, in *Planning and Ecology*, ROBERTS, R., ROBERTS, T., édit., Chapman and Hall, Londres, 1984, pp. 19-36.

BRION, R., MOREAU, J.L., *De la mine à mars. La genèse d'Umicore*, Lanoo, Tielt, 2006.

BUKOME, I., *La population de Lubumbashi en 1984 : résultats d'une enquête*, Unilu, Lubumbashi, 1984.

CHAPELIER, A., *Elisabethville. Essai de géographie urbaine*, Académie royale des Sciences coloniales, Duculot, Gembloux, 1957.

COGELS, S., *Le lien entre gouvernance environnementale et gestion participative est-il viable ? Critique d'un modèle projectif incluant le secteur privé : cas d'un projet d'exploitation minière au Katanga*, in *Gouvernance et environnement en Afrique centrale : le modèle participatif en question*, Musée royal de l'Afrique centrale, 2008, pp. 39 - 50.

COGELS, S., ARNOLDUSSEN, D., *Limites et potentialités d'une gestion participative en matière d'environnement : le cas des associations spontanées dans les espaces périurbains de la République démocratique du Congo*, in *Gouvernance et environnement en Afrique centrale : le modèle participatif en question*, Musée royal de l'Afrique centrale, 2008, pp. 243 - 256.

DELECOUR, F., *Initiation à la pédologie*, Facultés Universitaires des Sciences Agronomiques de Gembloux, service de la Science du sol, Gembloux, 1981.

DJIBU, J.-P., *Evaluation et cartographie de la déforestation au Katanga (R.D.C.)*, Editions Universitaires Européennes, Saarbrücken, 2010.

DRAMSTAD, W., FORMAN, R., OLSON, J., *Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning*, American Society of Landscape Architects, Harvard University Graduate School of Design, Island Press, Washington, 1996.

FORMAN, R., *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*, Cambridge University Press, Cambridge, 1995.

FORMAN, R., GORDON, M., *Landscape Ecology*, John Wiley & Sons, New York, 1986.

HOHM, C., *A human-ecological approach of the reality and perception of air pollution. The Los Angeles case*, in *Pacific sociological review*, vol. 19 n°1, 1976, pp. 21-43.

JAEGER, C., *Les voiries urbaines. Evolution, Usage, Aménagement*, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, coll. "Cahier Transport Environnement Aménagement", n°8, Lausanne, 1995.

KASHIMBO, S., *Contribution à la caractérisation des teneurs naturelle et de contamination en éléments traces métalliques des sols et sédiments autour de Lubumbashi*, Mémoire inédit, Faculté des Sciences Agronomiques, UNILU, Lubumbashi, 2010.

KOFFI, K., DEBLAUWE, V., SIBOMANA, S., NEUBA, D., CHAMPLUVIER, D., DE CANNIÈRE, C., BARBIER, N., TRAORÉ, D., HABONIMANA, B., ROBBERECHT, E., LEJOLY, J., BOGAERT, J., *Spatial pattern analysis as a focus of landscape ecology to support evaluation of human impact on landscapes and diversity*, in *Landscape Ecological Applications in Man-Influenced Areas. Linking Man and Nature Systems*, HONG, S.-K., NAKAGOSHI, N., FU, B., MORIMOTO, Y., édit., Springer, Dordrecht, 2007.

LACOSTE, A., SALAMON, R., *Eléments de biogéographie et d'écologie*, Nathan Université, Paris, 1999.

LETEINTURIER, B., *Evaluation du potentiel phytocénotique des gisements cuprifères d'Afrique centro-australe en vue de la phytoremédiation des sites pollués par l'activité minière*, thèse de doctorat, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Gembloux, 2002.

LYNCH, K., *Voir et planifier. L'aménagement qualitatif de l'espace*, trad., Dunod, Paris, 1982 (1976).

LYNCH, K., *L'image de la cité*, trad., Dunod, Paris, 1999 (1960).

MALAISSÉ, F., *Se nourrir en forêt claire africaine. Approche écologique et nutritionnelle*, Les Presses Agronomiques de Gembloux, Gembloux, 1997.

MOULAERT, N., *Emissions de l'industrie métallurgique à Lubumbashi (Shaba - Zaïre) et conséquences sur l'environnement*, Travail de fin d'études inédit, Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux, Gembloux, 1992.

MUKOBO, R.-P., *Evaluation et cartographie des contaminations des sols autour du site de la Gécamines*, mémoire de D.E.A. inédit, Faculté des Sciences Agronomiques, UNILU, Lubumbashi, 2007.

MUNYEMBA, F., *Analyse de la structure spatiale de l'occupation du sol à Lubumbashi*, thèse de doctorat, Faculté des Sciences Agronomiques, UNILU, en préparation.

NEURAY, G., *Des paysages. Pour qui ? Pourquoi ? Comment ?*, Les Presses Agronomiques de Gembloux, Gembloux, 1982.

NKUKU, C., RÉMON, M., *Stratégies de survie à Lubumbashi (R-D Congo). Enquête sur 14 000 ménages urbains*, Archive congolaise, l'Harmattan, Paris, 2006.

NZUZI, L., *Urbanisation, industrialisation et hiérarchie urbaine dans le Shaba (Zaïre)*, in *La grande ville, enjeu du XXI^{ème} siècle*, Presses Universitaires de France, Paris, 1991, pp. 127-145.

MAZOYER, M., ROUDART, L., *Histoire des agricultures du monde*, Seuil, Paris, 1997.

SHEVCHENKO, K. I., *Gabions. Reliable protection of soils from erosion*, in *Hydrotechnical construction*, Vol. 30, n°11, 1996, Springer, Dordrecht, pp. 676 - 680.

SMEETS, E., WETERINGS, R., *Environmental indicators : typology and overview*, European Environmental Agency, Copenhagen, 1999.

TREFON, T., COGELS, S., *A stake holder approach to natural resource management in peri-urban Central Africa*, in *Tropical Forests in a Changing Global Context*, Bruxelles, Académie royale des sciences d'Outre-Mer, 2005, pp. 197 - 224.

VANGRONSVELD, J., DIELS, L., VAN DER LELIE, D., BIERKENS, J., CORBISIER, P., SPELMANS, N., ADRIAENSSENS, E., CARLEER, R., VAN POUCKE, L., RUTTENS, A., COLPAERT, J., CLIJSTERS, H., *Réhabilitation par immobilisation des métaux. Site de Lommel-Maatheide (Belgique)*, in *Les éléments traces métalliques dans les sols. Approches fonctionnelles et spatiales*, Baize, D., Tercé, M., s. dir., Institut National de la Recherche Agronomique, Paris, 2002, pp. 393-404.

WANG, M., BRADSHAW, A., *The Restoration & Management of Derelict land Mine tailing in China. Modern Approaches*, World Scientific, 2002.

Articles spécialisés

ANGLE, S., LINACRE, N., *Metal phytoextraction. A survey of potential risks*, in *International Journal of Phytoremediation*, n°7, 2005, pp. 241-254.

BANZA, C., NAWROT, T., HAUFROID, V., DECREE S., DE PUTTER, T., SMOLDERS, E., KABYLA, B., LUBOYA, O., ILUNGA, A., MUTOMBO, A., NEMERY, B., *High human exposure to cobalt and other metals in Katanga, a mining area of the Democratic Republic of Congo*, in *Environmental Research*, Vol. 109, n°6, 2009, pp. 745-752.

BEN GHNAYA, A., CHARLES, G., BEN HAMIDA, J., BRANCHARD, M., *Phytoremédiation : opportunité de la sélection in vitro pour l'obtention du colza tolérant aux métaux toxiques*, in *GéoEcoTrop*, Vol. 30, n°2, 2006, pp. 69-86.

BOGAERT, J. CEULEMANS, R., SALVADOR-VAN EYSENRODE, D., *Decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation*, in *Environmental Management*, Vol. 1 n°33, 2004, pp. 62-73.

CAMPBELL, B., HATCHER, P., LAFORTUNE, A., SARRASIN, B., *African mining codes questioned*, in *Mining Journal of London*, 14 février 2003, pp. 106 - 109.

DAHMANI-MULLER, H., VAN OORT, F., GÉLIE, B., BALABANE, M., *Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter*, in *Environmental Pollution*, n°109, 2000, pp. 231-238.

DENIL, B., ORBAN-FERAUGE, F., VAN OUDENHOVE, J.-P., *GIS integration of Community Knowledge into Urban Planning for Food Security*, in *Asia Urbs Magazine*, 2003, pp. 1-4.

DICKINSON, N., BAKER, A., DORONILA, A., LAIDAW, S., REEVES, R., *Phytoremediation of inorganics : realism and synergies*, in *International Journal of Phytoremediation*, n°11, 2009, pp. 97-114.

ELBAZ-POULICHET, F., *Transfert des métaux dans les bassins sous impact minier*, in *Lettre du Programme International Géosphère Biosphère - Programme Mondial des Recherches sur le Climat - France*, n°11, CNRS, 2000, pp. 18-23.

HONG, B., LIMBURG, K., ERICKSON, J., GOWDY, J., NOWOSIELSKI, A., POLIMENI, J., STAINBROOK, K., *Connecting the ecological-economic dots in human-dominated watersheds. Models to link socio-economic activities on the landscape to stream ecosystem health*, in *Landscape and Urban Planning*, n°91, 2009, pp. 78-87.

INDUSTRY AND MINING DIVISION, INDUSTRY AND ENERGY DEPARTMENT, *A Mining Strategy for Latin America and the Caribbean*, in *World Bank Technical Paper*, n. 345, World Bank, Washington, 1996.

LETEINTURIER, B., *Early stages of natural revegetation of metalliferous mine workings in South Central Africa. A preliminary survey*, in *BASE, Biotechnologie, Agronomie, Société, Environnement*, Vol. 3, n°1, 1999, pp. 28-41.

MALAISSÉ, J., BAKER, A., RUELLE, S., *Diversity of plant communities and leaf heavy metal content at Luiswishi copper/cobalt mineralization, Upper Katanga, Dem. Rep. Congo*, in *BASE, Biotechnologies Agronomie Société Environnement*, Vol. 3, n°2, 1999, pp. 104-114.

MUNYEMBA, F., BAMBA, I., DJIBU, J.-P., AMISI, M., VEROUSTRÆTE, F., NGONGO, L., BOGAERT, J., *Occupation des sols dans le cône de pollution Lubumbashi*, in *Annales de la faculté des Sciences Agronomiques de l'Université de Lubumbashi*, vol. I, n°2, 2008, pp. 19-25.

ONORATO, W., FOX, P., STRONGMAN, J., *World Bank Group Assistance for Minerals Sector Development and Reform in Member Countries*, in *World Bank Technical Paper*, n°405, World Bank, Washington, 1998.

POGGIO, L., VRŠČAJ, B., *A GIS-based human health risk assessment for urban green space plannin. An example from Grugliasco (Italy)*, in *Science of the Total Environment*, n°407, 2009, pp. 5961-5970.

SHENGO, L., MANSOJ, M., *The Pollution of the Surface Waters and Its Impact on the Quality of the Vegetables Cultivated and Consumed in the City of Lubumbashi*, in *Environmental Health*, Vol. 8, n°2, 2008, pp. 58-67.

SHUTCHA, N., MPUNDU, M., FAUCON, M.-P., NGONGO, M., VISSER, M., COLINET, G., MEERTS, P., *Phytostabilisation of copper-contaminated soil in Katanga : an experiment with three native grasses and two amendments*, in *International Journal of Phytoremediation*, n°12, 2010, pp. 1-17.

SMITH, R., BRADSHAW, A., *The use of metal tolerant plant populations ofr the reclamation of metalliferous wastes*, in *Journal of Applied Ecology*, n°16, 1979, pp. 595-612.

VANGRONSVELD, J., VAN ASSCHE, F., CLIJSTERS, H., *Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals : in situ metal immobilization and revegetation*, in *Environmental Pollution*, n°87, 1995, pp. 51-59.

VANGRONSVELD, J., COLPAERT, J., VAN TICHELEN, K., *Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals : physiochemical and biological evaluation of the durability of soil treatment and revegetation*, in *Environmental Pollution*, Vol. 94, n°2, 1996, pp. 131-140.

WINTERHALDER, K., *Environmental degradation and rehabilitation of the landscape around Sudbury, a major mining and smelting area*, in *Environmental Review*, n°4, 1996, pp. 185-224.

YANG, P., MAO, R., SHAO, H., GAO, Y., *An investigation on the distribution of eight hazardous heavy metals in the suburban farmland of China*, in *Journal of Hazardous Materials*, n°167, 2009, pp. 1246–1251.

Conférences

BLAYLOCK, M., *Phytoextraction : Commercial Considerations*, in OPPELT, E., s. dir., *Summary of the phytoremediation state of the science conference*, United States Environmental Protection Agency, Boston, 2000.

BROOKS, R., ROBINSON, B., CHIARUCCI, A., LEBLANC, M., KIRKMAN, J., GREGG, P., *Phytomining. Growing a crop of metal*, International Union of Soil Science, symposium n°38, s. d.

KALTSIKES, P. J., s. dir., *Phytoremediation 2000 : state of the art in Europe. An intercontinental comparison*, Cost Action 837, Hersonissos, 2000.

KERTANIS, J., *Hartford Brownfields Site : Public Health Perspective*, in OPPELT, E., s. dir., *Summary of the phytoremediation state of the science conference*, United States Environmental Protection Agency, Boston, 2000.

KIRKWOOD, N., *Integrating Remediation into Landscape Design*, in OPPELT, E., s. dir., *Summary of the phytoremediation state of the science conference*, United States Environmental Protection Agency, Boston, 2000.

WEBB, J., *Hartford Brownfields Site : Site Description and Summary of the Phytoremediation Project*, in OPPELT, E., s. dir., *Summary of the phytoremediation state of the science conference*, United States Environmental Protection Agency, Boston, 2000.

Documents officiels

Arrêté ministériel n.043/CAB/MIN/ECN-EF/2006 du 08 décembre 2006 portant dispositions relatives à l'obligation de l'évaluation environnementale et sociale des projets en RDC.

Arrêté interministériel n. 006/CAB/MIN/ENV/2005 et n. 108/CAB/MIN/FINANCES/2005 du 25 juillet 2005 portant fixation des taux des droits et taxes sur les établissements classés dangereux, insalubres ou incommodes à percevoir à l'initiative du Ministère de l'Environnement, Conservation de la nature, Eaux et Forêts.

BUREAU INTERNATIONAL DU TRAVAIL, *Projet BIT-Act-Mines Katanga. Contribuer à l'amélioration de la gouvernance dans les secteurs des mines et de la métallurgie de la Province du Katanga*, [diaporama], 2009.

Code Forestier de 2002 (Loi n. 011/2002).

Code Minier de 2002 (Loi n. 007/2002).

PNUD, *Autoévaluation Nationale des Besoins en Renforcement de Capacités pour la Gestion de l'Environnement en République Démocratique du Congo. Rapport final*, Ministère de l'Environnement, Conservation de la Nature et Tourisme, Kinshasa, 2009.

Projet de loi-cadre sur l'environnement au Congo (non encore promulguée).

Projet d'AEPA en milieu semi-urbain. *Résumé du Plan de Gestion Environnemental et Social*, African Development Bank Group, [en ligne], www.afdb.org/.../CD-2007-029-FR-ADF-BD-WP-RDC-RE-AEPA.PDF, 2009.

Projet d'appui au secteur des mines PROMINES. *Evaluation Stratégique Environnementale et Sociale (ESES). Termes de référence*, Cellule Technique de Coordination et de Planification Minière, [en ligne], www.miningcongo.cd/2010/Termes_de_reference_SESA-PROMINES.pdf, 2010.

LAWRENCE, S., HORTA, K., *Prêts de relance d'urgence pour la République Démocratique du Congo (RDC) et les politiques de sauvegarde de la Banque Mondiale*, [lettre adressée à la Banque Mondiale], Environmental Defense, Washington, 2004.

SOCIÉTÉ POUR LE TRAITEMENT DU TERRIL DE LUBUMBASHI, *Présentation générale*, [diaporama], 2010.

Sources de données en ligne

ANONYME, *Cuivre. Métallurgie*, in *Société Française de Chimie*, [en ligne], <http://91.121.18.171/sfc/Donnees/metaux/cu/textcu.htm#MTALLURGIE>, page consultée le 5 juillet 2010.

ANONYME, *Les techniques de dépollution. Traitement des eaux et sols pollués*, in *Laboratoire d'Hydrogéologie d'Avignon (LHA)* [en ligne], www.terre-et-eau.univ-avignon.fr/TEST/Fichiers/traitement.pdf, 2006.

FIERRO, A., *Bemba*, in *ENCYCLOPAEDIA UNIVERSALIS*, [en ligne], http://www.universalis.fr/encyclopedie/bemba/#i_25925, page consultée le 19 juillet 2010.

GHISLAIN, Y., *GECOMIN. Traitement métallurgique*, in *Les expatriés de Lubumbashi*, [en ligne], <http://lubum2.free.fr/umhk/gecomin/traitement.htm>, page consultée le 5 juillet 2010.

KASAMWA, B., *Environnement : Lubumbashi rêve d'une Gécamines plus propre*, in *Syfia Info*, [en ligne], <http://www.syfia.info/index.php5?view=articles&action=voir&idArticle=2819>, 1^{er} octobre 2002.

LANMAFANKPOTIN, G., *L'étude d'impact environnemental en République démocratique du Congo. Résumé*, Ecole Polytechnique de Montréal, [en ligne], www.polymtl.ca/pub/sites/eie/docs/documents/RDC_fin.pdf, 2010.

Leganet.cd, <http://www.leganet.cd/legislation>, 28/05/2010.

MBUNGU KINGWESE, N., *Etat des lieux de l'environnement en RDC*, Ministère de l'Environnement, de la Conservation de la Nature et du Tourisme, [en ligne], www.mecnt.cd/Download/TextesEnCours/DSRP.doc, 2004.

MARIE, M., *Différentes techniques de dépollution des sols*, in *Nancy-Université (INPL)*, [en ligne], <http://ensaia.inpl-nancy.fr/marie/web/ntic/pages/2007/bieri.html>, page consultée le 25 juillet 2010.

Ministère de l'Environnement, Conservation de la Nature et Tourisme congolais, <http://www.mecnt.cd/>, page consultée le 29 mai 2010.

VALÉRIE, *Phytoremédiation ? Vous avez dit phytoremédiation ?*, in *EDA-Lille*, [en ligne], http://www.eda-lille.org/spip/article.php3?id_article=53, 21 novembre 2004.

Glossaire des principaux termes et abréviations

Agents de transport en masse : processus érosifs liés à la gravité (éboulement, ruissellement, etc.)

Biocénose : ensemble des êtres vivant dans un milieu physique défini (biotope). Un biotope et sa biocénose forment un écosystème.

Chorème : représentation schématique explicite d'un espace donné.

Colluvion : dépôt gravitaire en bas de versant des particules de sol issues du haut du versant.

Dembo : dans un biome de savanes, vallée mal drainée et temporairement inondée (en saison des pluies).

Empreinte écologique : impact sur la structure d'un paysage et son fonctionnement écologique d'un phénomène spatial. A ne pas confondre avec l'indicateur environnemental développé par WACKERNAEGEL et REES ,qui détermine la superficie nécessaire à soutenir le mode de consommation d'un individu.

E.T.M. : éléments traces métalliques, synonyme de métaux lourds.

Explant : fragment d'organe ou de tissu prélevé sur un végétal conservé in vitro en vue de multiplications végétatives ultérieures (pour produire des clones).

Métallicole : se dit d'un organisme qui se développe de préférence dans un environnement riche en métaux.

Métallifère : qui contient du métal. Un sol métallifère est un sol à forte teneur en métaux.

Microflore ensemble des micro-organismes vivant dans le sol.

Niveau trophique : place occupée par un organisme dans une chaîne alimentaire.

Pédofaune : ensemble des animaux vivant dans la partie superficielle du sol (humus, litière).

R.D.C. : République démocratique du Congo

Rhizosphère : partie du sol directement influencée par les racines d'une plante et la microflore racinaire qui y est associée.

Shale : roche sédimentaire argileuse présentant un aspect feuilleté (schistosité).

S.I.G. : système d'information géographique

STL : Société pour le traitement du Terril de Lubumbashi.

Taxon : ensemble d'organismes vivants présentant des caractères communs. En taxonomie, il existe différents niveaux hiérarchiques (taxonomiques) de classification des êtres vivants.

UNILU : Université de Lubumbashi

Table des annexes

A	Traitement hydrométallurgique	II
B	Caractéristiques des images satellites mentionnées	IV
C	Algorithme de l'arbre de décision – processus de transformation spatiale	V
D	Données sur la dynamique de l'occupation du sol dans le cône de pollution	VI
E	Cartes de la représentation cognitive de Lubumbashi	IX
F	Espèces caractéristiques des travaux miniers métallifères	XI
G	Éléments de pédologie	XII
H	Matrice d'impacts	XV
I	Causes de la dégradation des terres	XVI

Traitement hydrométallurgique

Les installations hydrométallurgiques utilisent un procédé électrochimique. Ce procédé est utilisé préférentiellement pour traiter les minerais présentant une minéralisation mixte, avec avec sulfures et oxydes mélangés, qui se prêtent moins facilement à la pyrométallurgie lorsque les teneurs en métaux sont plus faibles (LETEINTURIER, 2002, pp. 58-59). Le procédé hydrométallurgique consiste à dissoudre les minéraux de cuivre et de cobalt dans de l'acide sulfurique dilué, à débarrasser mécaniquement de sa gangue la solution de sulfate ainsi obtenue pour soumettre la solution la plus pure possible à l'électrolyse. Les cathodes obtenues sont fondues et le métal est raffiné thermiquement, puis coulé en lingots marchands (GHISLAIN, 2001).

Première étape : la lixiviation

Les concentrés oxydés, qui constituent le minerai, sont déversés soit dans des *pachucas*, cuves cylindriques, soit dans des agitateurs de 120 m³ chacun. Les concentrés sont maintenus en suspension dans une solution sulfurique par un brassage à l'air comprimé, jusqu'à dissolution du cuivre (et du cobalt), tandis que les éléments de la gangue qui ne sont pas attaqués restent à l'état solide.

Une partie du fer est également dissoute et pour maintenir une teneur convenable en fer dans la solution, l'excédent est éliminé au cours d'une opération de purification en fer. Une partie de l'alimentation des usines est constituée par des concentrés sulfurés que l'on grille dans un four *fluosolid* (grillage sulfatant). Transformés en sulfates doubles de cuivre et de cobalt, ils rentrent dans le circuit de lixiviation des concentrés oxydés dans la solution (GHISLAIN, 2001).

Seconde étape : l'électrolyse

La solution clarifiée est envoyée à la section d'électrolyse. Sous l'action du courant électrique, le cuivre de la solution se dépose sur les feuilles amorces (cathodes) par l'intermédiaire d'une anode insoluble en plomb antimonieux.

En cinq jours environ, les feuilles amorces voient leur masse augmenter de 4 à 50 kg.

Les cathodes sont alors retirées des cuves et remplacées par de nouvelles feuilles amorces. La solution s'appauvrit progressivement en cuivre et s'enrichit en acide sulfurique. La composition du bain d'électrolyse varie de 15 g H₂SO₄/l à 70 Cu⁺⁺/l avant électrolyse jusqu'à 80 g H₂SO₄/l, et 25 Cu⁺⁺/l après électrolyse (source : Société française de Chimie). Au sortir des cuves, la solution est recyclée : renvoyée à la lixiviation pour dissoudre une nouvelle quantité de concentrés dans les *pachucas* ou les agitateurs (GHISLAIN, 2001)

Troisième étape : le raffinage

Les cathodes de cuivre dont la teneur est de l'ordre de 99,4%, ne sont pas raffinées sur place. Elles subissent cette opération dans un des trois fours à réverbère de Shituru, les seuls actuellement construits au Katanga, ou sont exportées telles quelles pour raffinage. Le cuivre électrolytique est alors coulé en lingots. La pureté de ce cuivre électrolytique dépasse 99,95% (GHISLAIN, 2001).

Déchets et effluents

Les résidus minéraux rejetés dans l'environnement sont des stériles, solutions de stériles, boues et scories. Les scories et stériles sont généralement entreposés en tas sur le site industriel, ou valorisés comme remblais. Les boues sont épandues dans des bassins de décantation. Du dioxyde de soufre est également émis (THIRIART et al., 1981 *in* LETEINTURIER, 2002, p. 59), qui donne lieu à la production d'acide sulfurique, à l'origine des pluies acides.

Caractéristiques des images satellites mentionnées

TAB. 6: *Caractéristiques de l'image satellite Quickbird de Lubumbashi utilisée dans les différents projets de recherches (PIR : proche infrarouge).*

Capteur	Dimensions (étendue)	Bandes spectrales	Résolution spatiale	Date de capture
Quickbird	16,5 km x 16,5 km	bleu λ 450 – 520 nm	2,44m	24 juin 2005
		vert : λ 520 – 600 nm	2,44 m	
		rouge : λ 630 – 690 nm	2,44 m	
		PIR : λ 760 – 900 nm	2,44 m	
		panchromatique : λ 450 – 900 nm	0,61 m	

TAB. 7: *Caractéristiques des images satellites issues du capteur TM (satellite vecteur : Landsat 5) utilisées par Munyemba dans ses analyses de dynamique d'occupation du sol (PIR : proche infrarouge, MIR : moyen infrarouge, TIR : infrarouge thermique).*

Capteur	Dimensions (étendue)	Bandes spectrales (par ordre d'apparition)	Résolution spatiale	Dates de capture
TM	183 km x 170 km	bleu : λ 450 – 520 nm	30 m	14 août 1984
		vert : λ 520 – 600 nm	30 m	et
		rouge : λ 630 – 690 nm	30 m	16 juin 2009
		PIR : λ 760 – 900 nm	30 m	
		MIR : λ 1550 – 1750 nm	30 m	
		TIR : λ 10 400 – 12 500 nm	30 m	
		MIR : λ 2080 – 2350 nm	30 m	

Algorithme de l'arbre de décision – processus de transformation spatiale

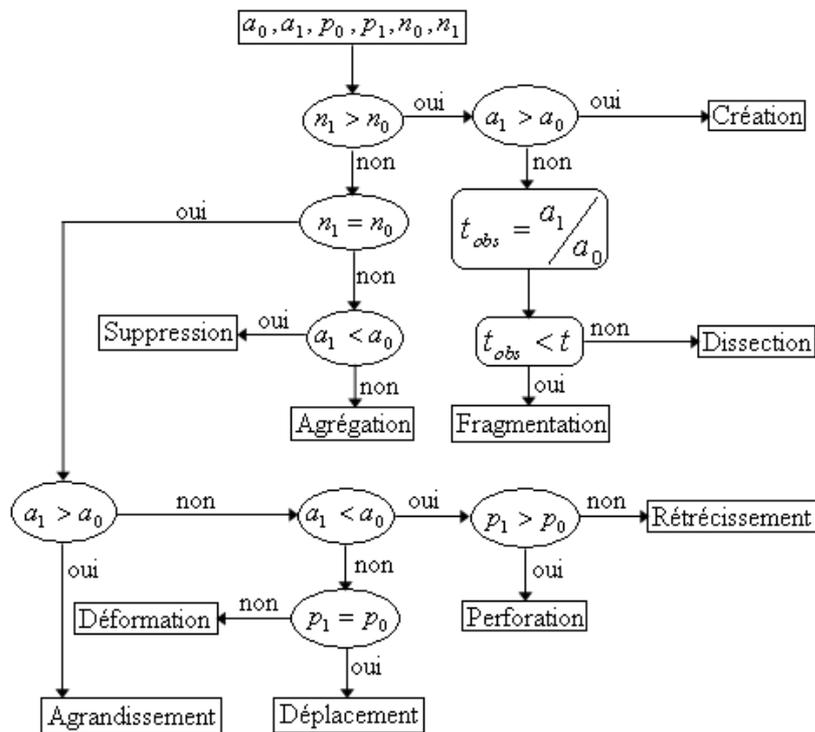


FIG. 24: Arbre de décision pour identifier les processus de transformation spatiale subie par chaque classe d'occupation du sol dans un paysage (source : BOGAERT et al., 2004).

- n_0 et n_1 correspondent au nombre total de taches d'occupation du sol considérée sur l'image la plus ancienne et sur la plus récente (avant et après transformation),
- a_0 et a_1 correspondent à l'aire totale des taches d'occupation du sol considérée avant et après transformation,
- p_0 et p_1 correspondent au périmètre total des taches d'occupation du sol considérée avant et après transformation,
- Le seuil t (rapport d'aires avant et après transformation) est utilisé pour distinguer la fragmentation de la dissection, on compare la valeur observée à un standard.

Données sur la dynamique de l'occupation du sol dans le cône de pollution

Matrices de transition

1984		Savane	S. herbeuse	F. clair	Sol nu	Bâti	Marécage	Terril	Eau
1956	Savane	1.20	0.64	0.92	0.90	1.34	0.38	0.84	0.42
S. herbeuse	0.75	0.93	2.19	1.34	0.72	0.10	0.42	0.65	
F. clair	25.21	20.39	5.96	13.66	4.97	1.06	2.27	1.04	
Sol nu	0.02	0.02	0.01	0.09	0.08	0.01	0.05	0.01	
Bâti	0.15	0.04	0.16	1.97	3.98	0.78	2.87	0.65	
Marécage	0.02	0.01	0.02	0.02	0.00	0.12	0.00	0.31	
Terril	0.00	0.00	0.00	0.03	0.01	0.01	0.19	0.03	
Eau	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	

FIG. 25: Matrice de transition entre 1956 et 1984 définie pour les zones de 101 km², en pourcentages de l'aire totale du paysage (source : Munyemba, en préparation).

2005		bâti	eau	f. clair	marécages	savane	s. herbeuse	sol nu	terril
1984	bâti	4.40	0.00	0.49	0.25	0.42	2.01	3.47	0.06
eau	0.56	0.04	0.33	0.89	0.08	0.70	0.42	0.09	
f. clair	0.35	0.01	0.78	0.92	1.09	4.33	1.74	0.05	
marécages	0.35	0.00	0.25	0.58	0.16	0.68	0.42	0.03	
sol nu	0.83	0.01	2.12	0.70	9.01	7.45	7.18	0.03	
s. herbeuse	2.68	0.00	1.37	0.49	3.36	8.62	5.51	0.01	
sol nu	3.21	0.01	0.94	0.72	2.05	5.66	5.37	0.04	
terril	2.09	0.01	0.23	0.22	0.24	1.29	2.04	0.53	

FIG. 26: Matrice de transition entre 1984 et 2005 définie pour les zones de 101 km², en pourcentages de l'aire totale du paysage (source : Munyemba, en préparation).

2009		bâti	eau	f. clair	marécages	savane	s. herbeuse	sol nu	terril
2005	bâti	10.61	0.01	0.05	0.13	0.28	0.77	2.57	0.05
eau	0.01	0.03	0.00	0.02	0.01	0.01	0.00	0.01	
f. clair	2.42	0.01	0.37	0.31	1.35	1.96	0.07	0.01	
marécages	1.36	0.34	0.34	1.18	0.98	0.56	0.02	0.01	
savane	6.26	0.00	0.08	0.06	2.11	7.58	0.27	0.05	
s. herbeuse	14.12	0.06	0.86	0.66	6.06	7.60	1.33	0.06	
sol nu	14.99	0.05	0.39	0.29	2.70	4.56	2.93	0.24	
terril	0.20	0.01	0.00	0.02	0.05	0.07	0.00	0.49	

FIG. 27: Matrice de transition entre 2005 et 2009 définie pour les zones de 101 km², en pourcentages de l'aire totale du paysage (source : Munyemba, en préparation).

1984		Savane	S. herbeuse	F. clair	Sol nu	Bâti	Marécage	Terril	Eau
1956	Savane	1.40	1.66	1.26	0.25	0.27	0.21	0.18	0.15
S. herbeuse	1.18	1.73	1.11	0.37	0.15	0.04	0.10	0.24	
F. clair	34.78	30.68	14.61	3.66	1.14	1.05	0.49	0.31	
Sol nu	0.02	0.01	0.00	0.02	0.02	0.00	0.01	0.00	
Bâti	0.03	0.01	0.03	0.40	0.80	0.16	0.58	0.13	
Marécage	0.07	0.05	0.25	0.01	0.00	0.04	0.00	0.23	
Terril	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.04	0.01	
Eau	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	

FIG. 28: Matrice de transition entre 1956 et 1984 définie pour les zones de 500 km², en pourcentages de l'aire totale du paysage (source : Munyemba, en préparation).

2009		bâti	eau	f. claire	marécages	savane	s. herbeuse	sol nu	terril
1984	bâti	1.99	0.00	0.01	0.01	0.05	0.07	0.26	0.00
	eau	0.21	0.15	0.26	0.14	0.22	0.11	0.00	0.01
	f. claire	0.63	0.07	3.56	0.46	8.50	3.96	0.02	0.08
	marécages	0.21	0.01	0.22	0.18	0.34	0.52	0.00	0.01
	savane	3.52	0.02	5.14	0.34	17.85	10.35	0.17	0.09
	s. herbeuse	4.25	0.04	3.13	0.19	20.04	6.02	0.41	0.06
	sol nu	2.82	0.02	0.06	0.05	0.59	0.75	0.44	0.00
	terril	0.82	0.01	0.01	0.02	0.04	0.12	0.24	0.15

FIG. 29: Matrice de transition entre 1984 et 2009 définie pour les zones de 500 km², en pourcentages de l'aire totale du paysage (source : MUNYEMBA, en préparation).

Indices de processus de transformation spatiale

TAB. 8: Indices de dynamique structurale des paysages de 77 km² (source : MUNYEMBA, en préparation).

	Savane	Savane herbeuse	Forêt claire	Sol nu	Bâti	Marécage	Terril	Eau
n_{1956}	39	28	300	27	185	5	3	3
$P_{1956} (km)$	64.54	74.48	571.63	17.46	109.38	5.60	1.93	1.09
$a_{1956} (km^2)$	4.35	6.26	60.73	0.28	4.46	0.30	0.12	0.02
n_{1984}	2148	2445	681	1227	516	512	696	334
$P_{1984} (km)$	864.12	806.82	274.81	532.07	155.96	118.22	167.1	108.9
$a_{1984} (km^2)$	22.50	20.43	8.88	12.19	3.85	1.65	4.49	2.52
n_{2005}	2414	4769	1472	3241	1461	1121	119	33
$P_{2005} (km)$	648.78	1444.68	334.25	1087.2	363.80	255.28	27.92	6.81
$a_{2005} (km^2)$	12.03	26.56	4.66	21.34	7.34	3.85	0.66	0.08

TAB. 9: Indices de dynamique structurale des paysages de 101 km² (source : MUNYEMBA, en préparation).

	Savane	Savane herbeuse	Forêt claire	Sol nu	Bâti	Marécage	Terril	Eau
n_{1956}	57	32	386	27	354	9	6	3
$P_{1956} (km)$	97.58	80.12	714.02	17.46	240.55	9.51	5.78	1.09
$a_{1956} (km^2)$	6.72	7.18	75.37	0.28	10.71	0.51	0.28	0.02
n_{1984}	2470	2939	825	2015	903	771	1262	468
$P_{1984} (km)$	1007.47	917.48	303.80	810.06	342.26	174.70	307.16	142.41
$a_{1984} (km^2)$	27.63	22.28	9.37	18.20	11.23	2.49	6.72	3.16
n_{2005}	3000	5729	2377	4555	2302	1445	217	39
$P_{2005} (km)$	852.85	1726.85	506.02	1422.02	679.33	315.74	44.34	7.92
$a_{2005} (km^2)$	16.59	31.07	6.58	26.43	14.63	4.83	0.85	0.09
n_{2009}	835	1456	263	762	732	420	27	64
$P_{2009} (km)$	353.19	542.17	82.19	213.15	696.82	122.32	13.59	16.67
$a_{2009} (km^2)$	13.67	23.37	2.12	7.26	50.51	2.70	0.93	0.51

TAB. 10: Indices de dynamique structurale des paysages de 500 km² (source : MUNYEMBA, en préparation).

	Savane	Savane herbeuse	Forêt claire	Sol nu	Bâti	Marécage	Terril	Eau
n_{1956}	171	91	1080	32	354	18	6	5
$P_{1956} (km)$	398.84	271.47	3149.44	21.15	240.39	36.20	5.78	4.63
$a_{1956} (km^2)$	26.91	24.62	433.87	0.38	10.70	3.21	0.28	0.31
n_{1984}	13755	14710	2459	3570	1047	2322	1424	756
$P_{1984} (km)$	6307.47	5602.05	1510.46	1165.49	383.25	505.76	335.14	222.79
$a_{1984} (km^2)$	187.46	170.81	86.44	23.61	11.92	7.50	7.02	5.53
n_{2009}	3351	2985	4199	894	1759	2191	151	176
$P_{2009} (km)$	2510.37	1498.29	1690.97	243.50	1155.58	457.92	52.65	52.10
$a_{2009} (km^2)$	238.25	109.57	62.00	7.72	72.23	6.92	2.04	1.55

Cartes de la représentation cognitive de Lubumbashi

Carte des observateurs

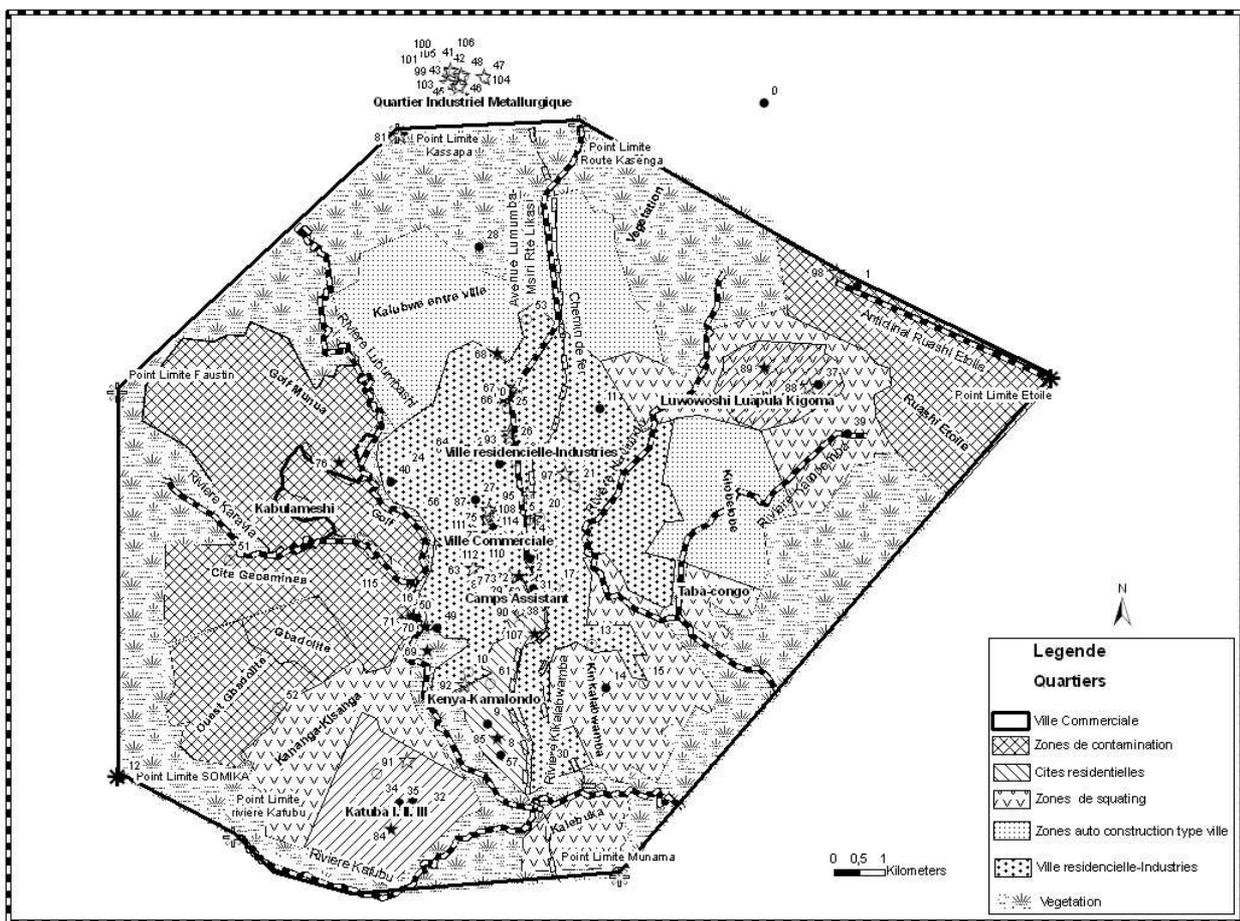


Fig . La carte des quartiers de Lubumbashi selon l'observateur (CARTE DE L'OBSERVATEUR)

FIG. 30: Carte des observateurs pour Lubumbashi (source : Amisi, 2010)

Espèces caractéristiques des travaux miniers métallifères

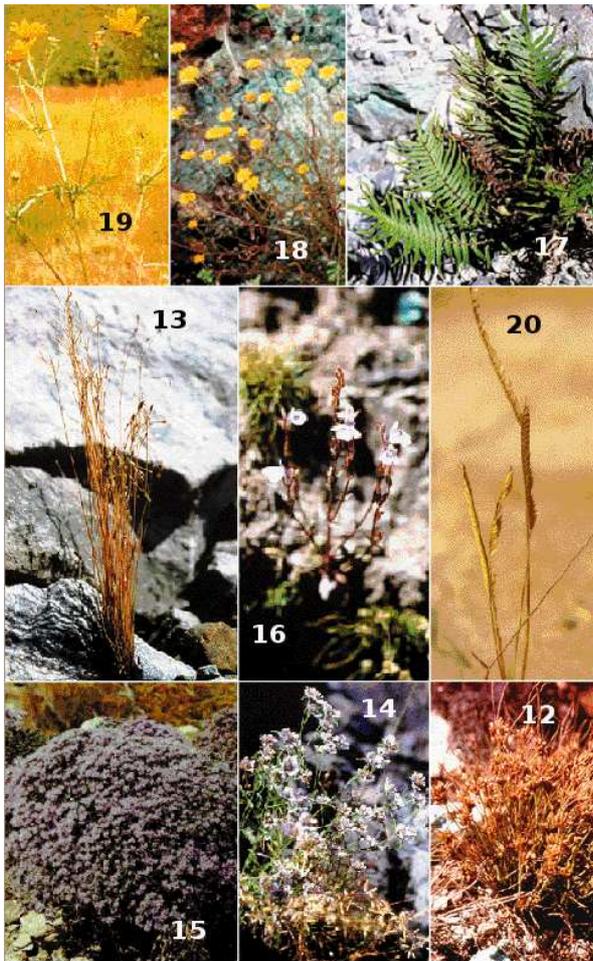


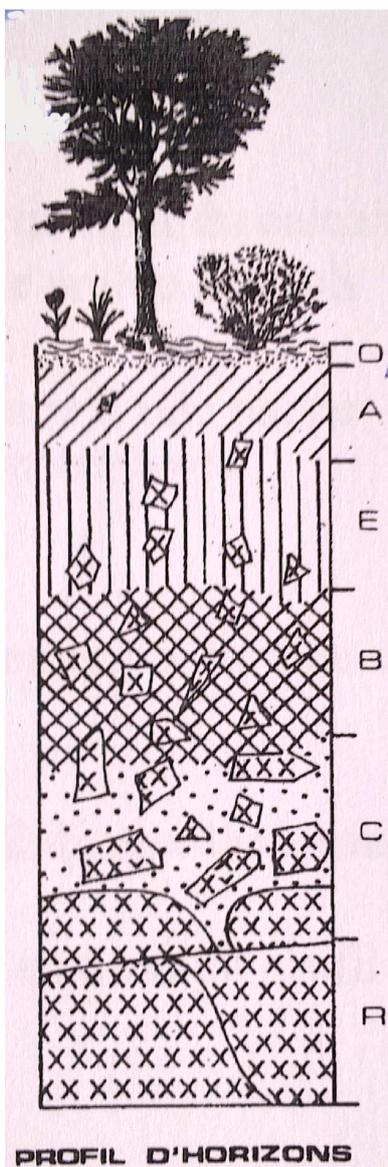
FIG. 32: Espèces les plus caractéristiques de chacun des groupes écologiques reconnus sur travaux miniers métallifères. De haut en bas sont présentées les espèces vivant dans un sol de plus en plus minéralisé, de gauche à droite sont présentées les espèces vivant dans des milieux de plus en plus humides. Les noms des espèces sont présentés dans le tableau suivant (source : LETEINTURIER et al., 1999).

TAB. 11: Mention de l'espèce la plus caractéristique pour chacun des groupes écologiques reconnus sur travaux miniers métallifères (voir photographie fig. précédente) (source : LETEINTURIER et al., 1999).

Soil mineralization	Soil conditions		
	dry	medium	temporarily wet
light	<i>Bidens oligoflora</i> (19)	<i>Anisopappus chinensis</i> subsp. <i>chinensis</i> (18)	<i>Pteris vittata</i> (17)
medium	<i>Bulbostylis cupricola</i> (13)	<i>Crepidiorhopalon tenuis</i> (16)	<i>Rendlia altera</i> (20)
heavy	<i>Haumaniastrum robertii</i> (15)	<i>Haumaniastrum katangense</i> (14)	<i>Bulbostylis pseudoperennis</i> (12)

Eléments de pédologie

Notions de profil et horizons



O : horizon hologanique (litière) non tourbeux

A : horizon enrichi en matière organique (hémiorganique)

E : horizon éluvial appauvri en ions, argile, humus et sesquioxydes

B : horizon illuvial enrichi en ces mêmes éléments

C : roche mère, plus ou moins meuble, permettant encore un enracinement

R : roche mère compacte, plus ou moins fissurée ne permettant pas de développement racinaire

FIG. 33: Désignation des différents horizons dans un profil de sol (source : DELECOUR, 1990).

Sols ferrallitiques érodés et cuirasses latéritiques

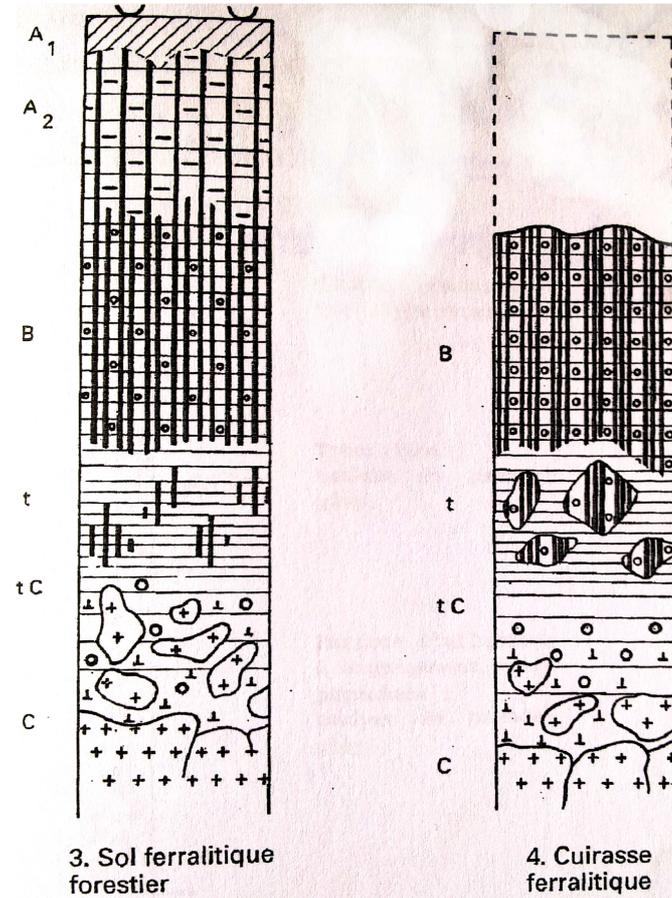


FIG. 34: Profils d'un sol ferrallitique en présence et absence de couverture végétale (source : LACOSTE ET SALAMON, 1999). En l'absence de couverture végétale, les horizons superficiels sont érodés et l'horizon B affleure. Les métaux qui s'y sont concentrés par lessivage sont oxydés et forment une croûte stérile appelée carapace ou cuirasse latéritique.

Types de sols à Lubumbashi

Série de sol	Origine	Situation topographique	Type de sol	Drainage
Sols zonaux				
<u>Série Kaponda A2</u>	Terres de recouvrement (type A) des produits d'altération des roches du synclinal et des schistes de la série de Mwashya	synclinaux et en bordure des anticlinaux sur schiste de Mwashya	Latosols rouge-jaunâtres, profond, à texture finement argileuse, imperméable	Bon
<u>Série Baya A3</u>		terrains à pente modérée autour des plateaux latéritiques dans la zone synclinale et parfois en bordure des anticlinaux sur schistes de Mwashya	Latosols jaunes, profond, finement argileux et peu perméables	
<u>Série Musaonga Ag3</u>		modérément ondulé en bandes autour des plateaux latéritiques de la zone synclinale ; parfois en bordure des anticlinaux sur schistes de Mwashya	Latosols jaunes, finement argileux à argilo-sableux, imperméables	
Sols intrazonaux				
<u>Série Mutwale D5</u>	Colluvions récentes argileuses colmatant certaines vallées	Relief horizontal et on les retrouve généralement dans les dembos et en bordure de certaines vallées marécageuses	Sols gris hydromorphes, profond et argileux	Mauvais
<u>Série Lubumbashi D6</u>	Colluvions et alluvions récentes	Relief horizontal dans les vallées	Sol hydromorphe profond, argileux avec accumulation de matières organiques	
Sols azonaux				
<u>Série Katuba g</u>	Horizons de cailloutis ou de diverses carapaces latéritiques en voie de démantèlement	Relief horizontal ou modéré	Substrat graveleux et latéritique, peu ou pas différencié en profil	Mauvais à bon

FIG. 35: Caractéristiques des différents types de sols observés autour de Lubumbashi (source : KASHIMBO, 2010).

Causes de la dégradation des terres

TAB. 12: Causes profondes de la dégradation des terres (T) et de la déforestation (F) en République démocratique du Congo (Source : PNUD, 2009).

Activités anthropiques (causes directes)

- Exploitation abusive du bois (F)
- Pratiques agricoles inadaptées et itinéraires techniques inappropriés (T et F)
- Surpâturage (T)
- Défrichements et coupes non réglementée du bois (F)
- Feux de brousse (T et F)
- Exploitation minière industrielle et artisanale (T et F)
- Faible intensification des systèmes de production (T et F)
- Irrigation et drainage inadéquats (T)
- Implantation des réfugiés dans les parcs nationaux et aires protégées (T et F)

Socio-économie (causes indirectes)

- Pauvreté et faible niveau technologique (T et F)
- Mauvaise répartition du revenu national (PIB) (T et F)
- Démographie galopante (T et F)
- Répartition spatiale inégale de la population concentrée autour des grandes villes (fortes densités à l'Est, au Centre Sud et à l'Ouest) (T et F)
- Faible prise en compte du genre et de la vision globale de développement des communautés de base (T et F)
- Maladies endémiques (T et F)
- Mauvaise affectation des terres (T et F)

Eco-climatiques (causes directes)

- Sécheresses périodiques (T et F)
- Forte intensité des pluies (T)
- Dérèglement des caractéristiques et des saisons climatiques (T et F)
- Pluies acides (T et F)
- Faible fertilité des terres agricoles (T)
- Erosion (T)

Politiques et cadre Institutionnel (causes indirectes)

- Absence de bonne gouvernance (T et F)
- Faiblesse du dispositif juridique pour un développement durable des forêts (F)
- Faiblesse des capacités nationales pour l'élaboration, la gestion et le suivi/évaluation des projets /programmes (T et F)
- Inexistence de stratégies de mobilisation et responsabilisation des populations (T et F)
- Manque d'encadrement et de vulgarisation (T et F)
- Non-application des codes forestier et minier (T et F)
- Inadéquation de la loi foncière (T et F)
- Faible connaissance sur les potentialités et la dynamique environnementale (F)
- Faible implication des collectivités locales la gestion des ressources naturelles (T et F)
- Facteurs culturels (T et F)
- Conflits armés (T et F)
- Urbanisation anarchique (T et F) Manque de coordination des actions (T et F)
- Faible niveau d'instruction des populations et certains opérateurs économiques (T et F)
- Non prise en compte des droits des populations riveraines sur les forêts (F)