

# 1 **Concilier la conservation des métallophytes et la phytoremédiation des sols**

## 2 **pollués par les éléments traces métalliques-**

3 Sylvain Boisson <sup>1,\*</sup>, Mylor Ngoy Shutcha <sup>2</sup>, Grégory Mahy <sup>1</sup>

4 <sup>1</sup> BIOSE - Biosystem Engineering Department, Biodiversity and Landscape Unit, University of Liege,  
5 Gembloux Agro-Bio Tech, 2 Passage des Déportés, Gembloux 5030, Belgium.

6 <sup>2</sup> Ecology, Restoration Ecology and Landscape Research Unit, Faculty of Agronomy, University of  
7 Lubumbashi, Route Kasapa. Campus Universitaire, 1825 Lubumbashi, Democratic Republic of  
8 Congo.

9 \* Auteur principal, [sylvain.boisson@ulg.ac.be](mailto:sylvain.boisson@ulg.ac.be) / + 32 (0)81 62 22 40

10

### 11 **Résumé**

12 La conservation de la biodiversité est devenue un challenge social, politique et économique au niveau mondial.  
13 Etant donné que certaines régions du monde sont fortement soumises à l'anthropisation et à ses impacts, il est  
14 indispensable de modifier notre perception et notre réflexion en ce qui concerne la conservation de la  
15 biodiversité et la restauration écologique. Ce chapitre explore les possibilités existantes et les adapte pour  
16 associer la conservation des espèces végétales d'intérêt avec la phytoremédiation des sols pollués. Cette nouvelle  
17 stratégie semble encourageante pour conserver le lien entre la société et l'environnement. En utilisant la diversité  
18 végétale locale, il est possible de créer de nouvelles communautés végétales afin de réhabiliter des sols pollués  
19 par les éléments traces métalliques. Le cas de la ville de Lubumbashi et de la flore de l'Arc Cuprifère Katangais  
20 en est un exemple marquant qui a été récemment testé avec succès. Cependant, d'autres études sur les  
21 métallophytes sont essentielles pour les utiliser de manière appropriée.

22

23 **Mots clés :** conservation, phytoremédiation, réhabilitation, métallophyte, sols pollués, élément trace métallique,  
24 nouvel écosystème

25

## 26 **La conservation de la biodiversité, de nouveaux objectifs pour 2020**

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

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

56 *services d'écosystèmes, en maintenant la planète en bonne santé et en procurant des avantages essentiels à*  
57 *tous les peuples* ».

58

## 59 **Services, restauration et traits fonctionnels**

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

73 Quand le retour à la composition, aux conditions, aux fonctions et aux services historiques de l'écosystème est  
74 impossible ou hors d'atteinte sans manipulation et gestion très conséquentes et coûteuses, il convient de se  
75 détacher des concepts traditionnels. Le concept de « nouvel écosystème » ou « écosystème émergent » est le  
76 résultat d'une considération accrue des changements rapides de nos écosystèmes qui amènent à la création  
77 d'autres écosystèmes. Ils diffèrent en composition et/ou en fonction par rapport aux écosystèmes historiques  
78 présents dans les biomes reconnus (Hobbs et al., 2006). De nouveaux écosystèmes peuvent être volontairement  
79 créés pour fournir des services équivalents ou différents de l'écosystème historique (Hobbs et al., 2009). Ce  
80 concept permet de ne pas tenir compte de l'écosystème de référence ou historique et autorise donc des  
81 changements d'ampleur variable dans la composition du nouvel écosystème. Dans ce cadre, l'idée de  
82 préservation ou du maintien de l'intégrité des écosystèmes à toutes échelles n'est pas assurée, ce qui entraîne un  
83 conflit avec les objectifs de la conservation de la biodiversité et la *Biologie de la Conservation* (García-Palacios  
84 et al., 2010). Ce concept ne peut donc se présenter comme une solution unique mais doit rester une alternative

85 s'approchant de la notion de réhabilitation d'un écosystème face à l'impossibilité d'appliquer les stratégies  
86 issues de la *Biologie de la Conservation* et de *l'Ecologie de la restauration* (Hobbs et al., 2009; Bullock et al.,  
87 2011).

88 L'évaluation du succès de restauration, de conservation ou de réhabilitation de communautés végétales est une  
89 approche complexe qui doit s'appuyer sur des paramètres bien définis et quantifiables dans le temps. Une  
90 manière classique en écologie est d'évaluer les traits fonctionnels de la ou des communauté(s) végétale(s)  
91 (Lavorel et al., 1997; Cornelissen et al., 2003). Les traits fonctionnels sont définis comme des paramètres  
92 morphologiques, physiologiques ou phénologiques, mesurés au niveau de l'individu, qui influent sur sa  
93 performance dans l'écosystème (Violle et al., 2007). Cette classification relie la forme et la fonction des espèces  
94 et est centrée sur l'utilisation des traits de vie des plantes. Ils incluent par exemple les caractéristiques  
95 morphologiques racinaires et aériennes, la composition biochimique des feuilles et des racines ou les  
96 caractéristiques reproductives comme la masse et le nombre de graines (Lavorel et al., 1997, 2002). Certaines  
97 espèces semblent avoir des traits fonctionnels qui leur confèrent un rôle plus dominant que d'autres dans  
98 l'écosystème (Tilman, 1997), c'est notamment le cas des espèces invasives (Hobbs et al., 2006). L'approche par  
99 les traits fonctionnels est également utilisée dans les études de réponses des communautés aux perturbations ou  
100 aux stress et pour évaluer leur capacité de résilience (Castro et al., 2010; Mabry and Fraterrigo, 2009) (Ilunga wa  
101 Ilunga et al., 2015; Delhaye et al., 2016). Bien qu'en *Ecologie de la restauration*, l'objectif est de déterminer le  
102 rôle fonctionnel des espèces de l'écosystème de référence afin de rétablir l'intégrité fonctionnelle de  
103 l'écosystème, l'approche est très différente en réhabilitation ou en création de nouveaux écosystèmes (Hobbs et  
104 al., 2006). Le rôle fonctionnel des espèces de la nouvelle communauté ne serait plus identifié par rapport à  
105 l'écosystème de référence mais bien par rapport aux services à fournir (Ilunga wa Ilunga et al., 2015).

106

## 107 **La pollution des sols et les phytotechnologies**

108 Une des causes actuelles de la dégradation de la qualité des écosystèmes est la pollution par les éléments traces  
109 métalliques (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2014). Les sources anthropiques des  
110 contaminations métalliques en sont principalement l'exploitation et la transformation des gisements, la  
111 production d'énergie, l'agriculture et les boues d'épuration qui mènent à leur dispersion dans l'air, l'eau et le sol  
112 (Bradshaw et al., 1965; Prasad et al., 2003; Kozlov et al., 2006). Ces éléments sont en production croissante à  
113 cause de la hausse de la demande et l'émergence de plusieurs pays d'Asie (ICMM, 2012). Ces métaux, non

114 dégradables, interagissent physiquement et chimiquement avec d'autres facteurs édaphiques qui modifient leur  
115 mobilité et leur disponibilité (Dube et al., 2001). Dans le sol, leur biodisponibilité varie selon le pH, la capacité  
116 d'échange cationique, la teneur en matière organique, la quantité et le type d'argile, les oxydes de Fe et Mn et le  
117 potentiel redox (Wong, 2003). Une fois présents dans la fraction biodisponible, ils s'accumulent dans les tissus  
118 des organismes vivants qui sont d'abord les plantes et les microorganismes. Ce phénomène de bioaccumulation  
119 se répercute le long de la chaîne alimentaire et demeure responsable de problèmes de toxicité chez les êtres  
120 vivants végétaux et animaux (Järup, 2003; Ali et al., 2013). Chez les plantes, les éléments traces métalliques (Fe,  
121 Cu, Cd, Cr, Pb, Hg, Ni, V) catalysent notamment la production de radicaux libres qui bouleversent plusieurs  
122 mécanismes physiologiques cellulaires, détruisent l'ADN cellulaire et ainsi induisent un stress (Stohs et al.,  
123 1995; Furini, 2012). A l'extrême, de hautes teneurs en métaux, combinées avec des caractéristiques édaphiques  
124 particulières peuvent mener à la disparition complète de la végétation naturelle exposant les zones environnantes  
125 aux métaux (Vangronsveld et al., 1995). Ces zones polluées perdent ainsi leur condition, leur composition et leur  
126 fonction historique puis deviennent une menace permanente pour l'environnement et la santé humaine (Järup,  
127 2003; Banza et al., 2009; Cheyns et al., 2014).

128 Afin de réduire l'abondance des éléments traces métalliques dans l'environnement, des techniques de  
129 remédiation physiques (p. ex. excavation) et chimiques (p. ex. chélation, précipitation) des sols existent (Bolan et  
130 al., 2014). Elles restent cependant coûteuses et laborieuses à mettre en place à grande échelle (Cunningham et  
131 al., 1996). L'usage des plantes pour fournir des services à la société est apparu suite aux études sur les  
132 interactions plante-sol dans les années 90, la *phytoremédiation* (Cunningham et al., 1995; van Breemen et al.,  
133 1998). Cette technique inclut un ensemble de méthodes dont l'objectif est de réduire, déplacer, dégrader ou  
134 immobiliser les composés toxiques dans les sols pollués grâce à la mise en place d'une végétation (Cunningham  
135 et al., 1995; Peer et al., 2005). L'avantage est de combiner un coût plus faible que les techniques de remédiation  
136 classiques, une stratégie durable et un impact paysager plutôt favorable. On y distingue entre autres la  
137 phytoextraction qui permet d'extraire les particules métalliques du sol vers les tissus végétaux grâce à  
138 l'utilisation de plantes accumulatrices ; la phytostabilisation qui permet d'adsorber, d'absorber ou de précipiter  
139 les métaux dans les tissus végétaux ou le sol au niveau de la rhizosphère grâce à des plantes tolérantes et la  
140 phytodégradation qui permet de transformer les éléments organiques polluants en matériaux non-toxiques dans la  
141 rhizosphère (Berti et al., 2000; Ali et al., 2013).

142 La phytoremédiation est, contrairement à la restauration écologique, une méthode qui n'a pas toujours pour  
143 ambition de restaurer l'ensemble des caractéristiques de l'écosystème historique. Tandis que la phytoextraction

144 pourrait être envisagée comme un service qui, à long terme, restaure les conditions d'origine de l'écosystème, la  
145 phytostabilisation s'oriente plutôt vers la mise en place de nouveaux écosystèmes qui doivent nécessairement  
146 perdurer à long terme pour éviter la mobilisation des métaux séquestrés. Ainsi, un nouvel écosystème composé  
147 d'autres espèces se constitue à court terme. D'autres espèces végétales de la matrice environnante peuvent venir  
148 enrichir la zone remédiée. Ainsi, le nouvel écosystème fournit par exemple des services de régulation (p. ex.  
149 réduction de maladie liée à l'intoxication), des services de soutien aux conditions favorables à la vie sur Terre (p.  
150 ex. immobilisation des métaux toxiques) et des services culturels (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

151

## 152 **Les métalphytes, une ressource biologique**

153 Plusieurs régions du monde présentent des sols aux teneurs en éléments traces métalliques naturellement élevées  
154 appelés sols métallifères. Généralement, ces zones naturelles sont dispersées et isolées dans une matrice  
155 contenant des sols non-enrichis (Johnson, 1978). Les communautés végétales uniques de ces milieux sont  
156 fortement distinctes de celles de la matrice végétale environnante et contiennent souvent des espèces ou des  
157 écotypes, souvent endémiques, tolérants spécifiquement les métaux (Shaw, 1990; Wolf, 2001; Ernst, 2006;  
158 Baker et al., 2010). Ces taxa, les métalphytes, ont acquis des mécanismes physiologiques complexes au travers  
159 de processus (micro-)évolutifs qui leur permettent de tolérer, de survivre et de se reproduire jusqu'à un seuil  
160 déterminé de toxicité dépendant de l'espèce (Antonovics et al., 1971; Ernst, 2006; Alford et al., 2010; Furini,  
161 2012).

162 Selon l'affinité des métalphytes pour les sols métallifères, deux comportements existent : les métalphytes  
163 absolus sont des espèces qui ont une tolérance très élevée pour les éléments traces métalliques avec une  
164 distribution dépendante de ces éléments ; les métalphytes facultatifs sont des écotypes ou des sous-espèces qui  
165 ont une tolérance spécifique mais qui sont également retrouvés sur des sols non enrichis en éléments traces  
166 métalliques. Dans les communautés végétales contenant des métalphytes, peuvent aussi être retrouvées des  
167 espèces associées, issues de la matrice végétale dominante, tolérante (pseudo-métalphytes) ou non-tolérante  
168 (Baker et al., 2010). Parmi les métalphytes absolus, trois stratégies de tolérance ont été identifiées : les  
169 (hyper)accumulateurs qui concentrent dans leurs tissus aériens les métaux en quantité plus que proportionnelle à  
170 celle du sol ; les exclueurs qui limitent le transport et l'entrée des métaux vers les parties aériennes et les  
171 indicateurs qui accumulent une quantité de métaux proportionnelle à celle du sol (Baker, 1981). Les

172 métalphytes présentent une grande diversité d'espèces, même si beaucoup d'hyperaccumulateurs connus  
173 appartiennent à la famille des *Brassicaceae* (Lone et al., 2008; Baker et al., 2010; Krämer, 2010).

174 Etant donné leur adaptations physiologiques remarquables à tolérer ou accumuler les éléments traces  
175 métalliques, ces communautés ont souvent été pointées pour leur ressources phytogénétiques utilisables dans des  
176 stratégies de phytoremédiation de sols pollués (Leteinturier et al., 1999; Whiting et al., 2002; Jacobi et al., 2007;  
177 Shutcha et al., 2010; Furini, 2012). Chacune des stratégies constituant une technique de phytoremédiation  
178 demande de sélectionner des traits fonctionnels définis. La dépollution de zones contenant des excès en éléments  
179 traces métalliques demande idéalement d'utiliser des espèces accumulatrices productives, facilement cultivables  
180 et repoussant les herbivores afin d'exporter les métaux (phytoextraction) rapidement sans aucun danger pour les  
181 animaux (Ali et al., 2013). Cependant, l'accumulation ou l'hyperaccumulation des métaux dans les tissus aériens  
182 des plantes sont des stratégies de tolérance spécifiques à certains métalphytes pour certains métaux uniquement  
183 (Pollard et al., 2002; Boyd, 2004; Verbruggen et al., 2009). Ali et al. (2013) ont dressé une liste non exhaustive  
184 des hyperaccumulateurs de As, Cd, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn sur une estimation de 450 existants. Ce mécanisme  
185 d'accumulation à un coût physiologique qui impacte la production de biomasse et la vitesse de croissance des  
186 plantes, ce qui rend le processus d'extraction très lent (Cunningham et al., 1995; Singh et al., 2007). Des  
187 méthodes standards de croisement sont possibles. Aussi, l'utilisation de plants transgéniques, quoi que leur  
188 commerce soit encore discuté, a récemment été explorée mais ne résout pas encore l'ensemble des problèmes  
189 comme l'accumulation lors des contaminations mixtes (Pilon-Smits et al., 2002; Pollard et al., 2002; Cherian et  
190 al., 2005; Stone, 2010; Furini, 2012). La phytostabilisation, plus aisée à mettre en place, demande d'utiliser des  
191 espèces ou des variétés tolérantes qui ont un couvert souterrain et aérien important en vue de limiter la dispersion  
192 des métaux par érosion éolienne, lixiviation ou ruissellement (Neuman et al., 2006). Après la mise en place par  
193 semis ou par transplantation du couvert qui peut demander de fertiliser le sol, les plants demandent peu de  
194 maintenance (Berti et al., 2000; Córdova et al., 2011). Le choix des espèces est déterminant et les traits  
195 fonctionnels sélectionnés doivent assurer la longévité et l'efficacité de la stratégie. Des espèces natives de la  
196 région, avec une rhizosphère dense et volumineuse, tolérantes aux métaux en question et limitant l'accumulation  
197 dans les tissus aériens sont conseillées (Berti et al., 2000; Mendez et al., 2008). Des graminées tolérantes natives  
198 et pérennes ont déjà été utilisées avec succès dans certains pays du monde (O'Dell et al., 2006; Shutcha et al.,  
199 2010; Parraga-Aguado et al., 2014).

200

## 201 **Conservation et phytoremédiation**

202 Les habitats métallifères, malgré leur composition végétale unique et valorisable, sont propices à l'exploitation  
203 minière du fait de leur intérêt économique (Whiting et al., 2002). Ces dernières années, les activités minières ont  
204 détruit et détruisent encore ces écosystèmes, mettant en danger la survie des métallobytophytes (Brooks et al., 1992;  
205 Ernst, 2000; Whiting et al., 2002, 2004; Bizoux et al., 2004; Jacobi et al., 2007; Faucon et al., 2010; Mendoza-  
206 Hernández et al., 2012). Ces espèces sont détruites dès les premières étapes de l'exploitation de surface et sont  
207 difficilement restaurables après les activités du fait des modifications physico-chimiques des écosystèmes (Ernst,  
208 2000; Whiting et al., 2002). Les actions de conservation sont donc urgentes afin d'éviter leur disparition.  
209 Cependant, elles sont encore difficilement justifiables et coûteuses vis-à-vis des industries (Whiting et al., 2004).  
210 Les habitats secondaires créés par l'industrie minière peuvent pourtant être favorables à l'installation de  
211 certaines espèces métallophytes d'intérêt conservatoire (Bizoux et al., 2008). Etant donné la volonté du plan  
212 stratégique Vision 2011-2020 de la CDB à améliorer notre interaction avec la biodiversité, l'ensemble des  
213 industries liées aux pays qui ont adopté cette convention vont devoir se soumettre à ses exigences (ICMM, 2014;  
214 Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2014). L'intégration de la conservation des métallobytophytes  
215 retrouvés sur un site minier avec la phytoremédiation des sols pollués répond aux exigences en matière de  
216 biodiversité et offre plusieurs services à la société liés à l'environnement et la santé publique. Parmi les  
217 méthodes, la phytoextraction semble commercialement viable tandis que la phytostabilisation des métaux est  
218 considérée comme une méthode de gestion des risques (Whiting et al., 2004; Ali et al., 2013).

219 Au sein d'une industrie minière, plusieurs étapes sont nécessaires à partir de l'initialisation des démarches pour  
220 exploiter une zone hébergeant des métallobytophytes. Les stratégies de conservation-phytoremédiation doivent être  
221 un compromis entre le coût, la complexité technique et l'objectif de conservation (Barceló et al., 2003; Whiting  
222 et al., 2004). La caractérisation des conditions physico-chimiques du sol du site minier doit être effectuée en  
223 premier lieu pour déterminer les concentrations en éléments traces métalliques et en nutriments. En général, des  
224 sondages sont effectués par l'industrie pour adapter l'exploitation et la transformation du gisement.  
225 L'identification des métallobytophytes présents sur les sols du site minier et leur écologie est une étape cruciale pour  
226 la mise en place des stratégies de conservation et de phytoremédiation. Les métallobytophytes présentant un intérêt  
227 conservatoire peuvent être des hyperaccumulateurs, des espèces ou des écotypes endémiques des sites  
228 métallifères ou des espèces présentant un statut de menace officielle de l'Union pour la Conservation de la  
229 Nature IUCN (Vié et al., 2008). Selon les caractéristiques édaphiques du site minier et les métallobytophytes  
230 présents, un ou plusieurs sites pollués peuvent être choisis selon les métaux présents et leur teneur en éléments



231 traces métalliques. Ces sites pollués peuvent se trouver dans la concession minière (remblais, etc.) ou à proximité  
232 d'une usine de transformation de minerai (sols dégradés, etc.) tant qu'ils soient soumis à des conditions  
233 climatiques similaires. Etant donné l'hétérogénéité de certaines surfaces polluées, des espèces ayant une plus  
234 large distribution écologique parmi les concentrations en métaux sont favorables. Par exemple, pour les sols  
235 serpentiniques, certaines espèces présentent des écotypes spécialisés tandis que pour d'autres, aucune variation  
236 n'est constatée au sein de l'espèce (O'Dell et al., 2011). La priorité dans le choix du site pollué doit être la  
237 proximité avec des habitations ou de cours d'eau afin de réduire la dispersion des métaux. Un amendement  
238 organique ou calcaire peut être nécessaire pour installer la végétation et reste moins coûteux que l'ajout d'un sol  
239 superficiel. Il permet de réduire la biodisponibilité des métaux avant l'installation des plantes (Singh et al., 2007;  
240 Alvarenga et al., 2008; Mendez et al., 2008; Shutcha et al., 2010; Córdova et al., 2011). Lorsque le site est prêt,  
241 des propagules ou des individus sont collectés afin de les amener au niveau du site à phytoremédié. En général,  
242 la transplantation d'individus est plus efficace que le semis mais demande beaucoup plus d'investissement  
243 (Mendez et al., 2008). Les stratégies de phytoremédiation sont souvent étudiées par espèce. Cependant, dans les  
244 écosystèmes naturels, les espèces végétales coexistent et interagissent ensemble au sein des communautés  
245 (Bruno et al., 2003; Tirado et al., 2005; Kawai et al., 2007; Verdú et al., 2008). Dans l'optique de conserver les  
246 espèces à long terme sur les sols pollués pour extraire les métaux ou pour les stabiliser, il semble intéressant  
247 d'utiliser une approche pluri-espèces. Ainsi, les métalphytes d'intérêt conservatoire pourraient être associées à  
248 des espèces plus communes des communautés. L'écosystème nouvellement créé entre dans une stratégie de  
249 conservation *ex situ* et bénéficie d'un intérêt double. Premièrement, il peut être une source de propagules pour  
250 enrichir des sites conservés, des pépinières ou des sites à restaurer. Deuxièmement, la couverture végétale limite  
251 la dispersion des métaux. De la même manière, les parcelles de phytoremédiation peuvent accueillir de nouveaux  
252 individus ou de nouvelles espèces selon leurs dimensions, leurs conditions et l'abondance des espèces déjà  
253 présentes. En fin d'exploitation, le site minier pourra être en partie restauré avec les espèces conservées dans les  
254 parcelles. Si les parcelles de phytoremédiation sont conservées à long terme, elles seront une source de  
255 propagules pour alimenter d'autres sites et d'autres stratégies.

256

## 257 **Enjeux au sud de la République Démocratique du Congo**

258 Le sud de la province du Katanga (R.D. Congo) et le nord de la Zambie ont été le siège d'activités  
259 métallogéniques intenses amenant à la formation de gisements métallifères (Cailteux et al., 2005; Kampunzu et

260 al., 2009). Ces gisements se distinguant de la forêt claire dominante (le *Miombo*) sous la forme de collines sont  
261 essentiellement composés de cuivre (Cu) et de cobalt (Co) associés à d'autres métaux tels que le zinc (Zn), le  
262 plomb (Pb) et l'uranium (U) (Duvigneaud et al., 1963; Campbell, 1996; Cailteux et al., 2005; Kampunzu et al.,  
263 2009). Les centaines de collines sont dispersées sous forme d'un arc appelé le *Copperbelt* et figurent parmi les  
264 gisements de cuivre et de cobalt les plus importants au monde. La République Démocratique du Congo détient la  
265 partie katangaise appelée *Arc Cuprifère Katangais* et demeure actuellement le premier producteur mondial de  
266 cobalt et le cinquième producteur de cuivre (USGS, 2015). Toutefois, ces gisements ont été exploités de manière  
267 artisanale et non intensive pendant plusieurs siècles. L'industrialisation de l'exploitation a eu lieu à partir du  
268 XX<sup>ème</sup> siècle due à la colonisation (UMHK, 1956). Plusieurs villes dont Kolwezi, Likasi, Kipushi et  
269 Lubumbashi, ont alors dès 1940 vu l'installation d'usines assurant la transformation du minerai en métal  
270 directement exportable par chemin de fer (UMHK, 1956). Particulièrement, la ville de Lubumbashi  
271 (Elisabethville) représente une ville minière type avec en son centre l'usine de transformation appartenant à la  
272 *Général Carrière des Mines* (GECAMINES, Figure 1-a,b) depuis l'indépendance (Prasad, 1989). Pendant  
273 plusieurs dizaines d'années, les processus d'extraction chimiques des métaux ont conduit à la pollution des sols  
274 et des eaux environnants par les retombées de particules atmosphériques métallifères et la formation de pluies  
275 acides à l'ouest de la ville (cône de pollution, Figure 1-c,e,f) dues aux vents sud-est dominants (Mbenza et al.,  
276 1989; Mpundu et al., 2011). Les teneurs en cuivre disponibles dépassent les 2 500 mg.kg sol<sup>-1</sup> et atteignent  
277 11 000 mg.kg sol<sup>-1</sup> par endroit, équivalent à 70 fois les teneurs moyennes en cuivre rencontrées en ville (Figure  
278 2) (Mpundu et al., 2011; Narendrula et al., 2012). Le paysage du cône de pollution diffère clairement des zones  
279 non polluées avoisinantes par une végétation plus basse et distribuée de manière plus fragmentée due  
280 essentiellement à la présence en excès d'éléments traces métalliques en surface (Figure 1-e) (Vranken et al.,  
281 2013). Cette zone, initialement inhabitée était classée comme zone agricole en 1990 malgré l'état de ses sols  
282 (Bruneau et al., 1990). Elle est aujourd'hui habitée et des projets d'aménagement urbanistique sont en cours  
283 (Figure 1-e). Cependant, l'exposition des habitants aux différents éléments traces métalliques comme le cuivre et  
284 le cobalt est très élevée dans la région, ce qui entraîne des conséquences graves sur la santé des habitants par leur  
285 abondance dans l'air, l'eau, le sol et *in fine* leur bioaccumulation dans les cultures maraichères et les tissus  
286 animaux (Figure 1-c,d) (Banza et al., 2009; Manda et al., 2010; Mpundu et al., 2013; Cheyns et al., 2014). Une  
287 récente étude a d'ailleurs mis en évidence que l'ajout d'amendement organique ou calcaire dans le sol ne  
288 suffisait pas pour limiter le transfert des métaux dans les légumes consommés (Mpundu et al., 2014).

289 Pour pallier aux problèmes d'exposition des habitants de cette zone polluée, les méthodes de remédiation  
290 classiques demanderaient d'excaver le sol ou d'utiliser des méthodes chimiques coûteuses pour extraire ou  
291 immobiliser les métaux (Berti et al., 2000). Les technologies végétales d'extraction (c.-à-d., la phytoextraction)  
292 sont également peu efficaces face à des niveaux de concentration en éléments traces métalliques aussi élevés  
293 (Lasat, 2000), les espèces (hyper)accumulatrices étant souvent peu productives en terme de biomasse  
294 (Cunningham et al., 1995; Ernst, 1996; Singh et al., 2007). Dès lors, la phytostabilisation a été privilégiée dans  
295 ce quartier de Lubumbashi. Shutcha (2010) a comparé la régénération de trois graminées indigènes en conditions  
296 contrôlées sur des substrats quatre fois moins enrichis en cuivre que la zone en question. Etant donné les taux de  
297 survie élevés de *Microchloa altera* sur les sols pollués non amendés, comparé à *Monocymbium ceresiiforme* et  
298 *Cynodon dactylon*, cette espèce a été installée avec succès à plus grande échelle dans un champ expérimental  
299 situé dans le cône de pollution avec et sans amendement. Même si les individus se maintiennent depuis sa mise  
300 en place en 2009, leur capacité d'autopropagation sur les substrats pollués semble très limitée à cause d'une  
301 faible production de graines et d'une inhibition totale de la germination à 4000 mg Cu.kg sol<sup>-1</sup> (Shutcha et al.,  
302 2013). L'Arc Cuprifère Katangais héberge plus de 550 espèces végétales dont environ 50 espèces graminées  
303 comme *Eragrostis racemosa*, *Andropogon schirensis*, *Monocymbium ceresiiforme* et *Loudetia simplex*  
304 présentant des traits fonctionnels de croissance et reproductifs conformes à la phytostabilisation des sols pollués  
305 par les éléments traces métalliques dans la région (Duvigneaud et al., 1963; Leteinturier, 2002; Boisson, Le  
306 Stradic, et al., 2015). A partir des espèces recommandées par (Boisson, Le Stradic, et al., 2015), des semis  
307 devrait être testés en conditions réelles afin d'augmenter la diversité d'espèces et ainsi la diversité de traits  
308 permettant d'immobiliser plus efficacement les métaux.

309 La flore de l'Arc Cuprifère Katangais recèle d'espèces métallophytes (ou cuprophytes) endémiques et  
310 hyperaccumulatrices (Chipeng et al., 2010; Faucon et al., 2010; Faucon, Chipeng, et al., 2012; Lange et al.,  
311 2014; Boisson et al., 2016), se développant sur des sols ayant des teneurs disponibles en cuivre et en cobalt allant  
312 respectivement jusque 10 000 mg.kg<sup>-1</sup> et jusque 1000 mg.kg<sup>-1</sup> (Duvigneaud et al., 1963; Leteinturier, 2002;  
313 Séleck, Bizoux, et al., 2013). Au total, 57 espèces endémiques ayant des formes de vie et des capacités de  
314 tolérance différentes ont été identifiées à ce jour (Faucon et al., 2010; Champluvier, 2011; Faucon, Chipeng, et  
315 al., 2012; Séleck, Lebrun, et al., 2013). L'intensification des activités minières ces dernières décennies entraîne  
316 une destruction accrue des collines et des écosystèmes avoisinants. L'exploitation du gisement se faisant à ciel  
317 ouvert, les impacts sont irrémédiables sur la végétation unique. De plus la construction d'infrastructures, de  
318 voiries et d'installations transforme entièrement l'écosystème. Selon une évaluation basée sur les critères IUCN,

319 plus de 65 % des espèces endémiques sont en danger critique d'extinction (CR), 3 % en danger (EN), 9 %  
320 vulnérables (VU) et 9 % se sont déjà éteintes (Faucon et al., 2010). Plusieurs études ont mis en évidence les  
321 relations entre les communautés végétales, les espèces et les éléments du sol (Chipeng et al., 2010; Faucon,  
322 Tshilong, et al., 2012; Saad et al., 2012; Ilunga wa Ilunga et al., 2013; Séleck, Bizoux, et al., 2013; Lange et al.,  
323 2014). Elles ont contribué significativement à la mise en place de stratégies de conservation *ex situ* telles qu'une  
324 banque de graines et un jardin botanique (Boisson et al., 2012; Godefroid et al., 2013). Même si cette  
325 biodiversité devrait être restaurée après exploitation, peu d'études au Katanga ont testé le succès de la  
326 restauration des espèces après exploitation ou sur un sol similaire via des graines ou des individus. Une seule  
327 étude a évalué, via une approche consistant à mesurer les traits fonctionnels, le succès de recolonisation  
328 spontanée sur un sol pollué (Ilunga wa Ilunga et al., 2015). Certains auteurs ont pointé la capacité de certaines  
329 espèces endémiques ou non endémiques à coloniser spontanément les zones où les sols ont été perturbés  
330 (Malaisse et al., 1982; Faucon et al., 2011). Dans un effort de conservation, il serait pourtant essentiel de  
331 valoriser les espèces d'intérêt scientifique (c.-à-d. hyperaccumulatrices) ou endémiques menacées dans des  
332 technologies végétales telle que la phytostabilisation des sols pollués par les éléments traces métalliques. A ce  
333 jour, une étude a testé avec succès une stratégie originale visant à associer une espèce phytostabilisatrice avec  
334 des espèces endémiques dans le cône de pollution (Boisson, Collignon, et al., 2015). Cette approche amène à la  
335 création de communautés végétales différentes des écosystèmes de référence sur des sites qui présentent une  
336 opportunité pour la conservation des espèces métallophytes menacées et qui demeurent un réel fléau pour la  
337 santé des habitants. Avec un choix judicieux des espèces, la création de ces communautés originales représentent  
338 donc une alternative de choix pour la réhabilitation des sols à long terme dans les zones comportant des sols  
339 pollués par les éléments traces métalliques.

340

#### 341 **Bibliographie**

- 342 Adams W.M., Aveling R., Brockington D., Dickson B., Elliott J., Hutton J., Roe D., Vira B. & Wolmer W.,  
343 2004. Biodiversity conservation and the eradication of poverty. *Science* (80-. ). **306**(2004), 1146–1149.
- 344 Alford É.R., Pilon-Smits E.A.H. & Paschke M.W., 2010. Metallophytes—a view from the rhizosphere. *Plant*  
345 *Soil* **337**(1-2), 33–50.
- 346 Ali H., Khan E. & Sajad M.A., 2013. Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications.  
347 *Chemosphere* **91**(7), 869–881.
- 348 Alvarenga P., Gonçalves A.P., Fernandes R.M., de Varennes A., Vallini G., Duarte E. & Cunha-Queda A.C.,  
349 2008. Evaluation of composts and liming materials in the phytostabilization of a mine soil using perennial  
350 ryegrass. *Sci. Total Environ.* **406**(1-2), 43–56.
- 351 Antonovics J., Bradshaw A.D. & Turner R.G., 1971. Heavy metal tolerance in plants. *Adv. Ecol. Res.* **7**, 1–85.

- 352 Baker A.J.M., 1981. Accumulators and excluders strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant*  
353 *Nutr.* **3**(1-4), 643–654.
- 354 Baker A.J.M., Ernst W.H.O., Van der Ent A., Malaisse F. & Ginocchio R., 2010. Metallophytes: the unique  
355 biological resource, its ecology and conservational status in Europe, central Africa and Latin America. *In:*  
356 Batty, L., Hallberg, K. eds. *Ecology of Industrial Pollution*. 7–40.
- 357 Balvanera P., Pfisterer A. & Buchmann N., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem  
358 functioning and services. *Ecol. Lett.* **9**(10), 1146–1156.
- 359 Banza C.L.N., Nawrot T.S., Haufroid V., Decrée S., De Putter T., Smolders E., Kabyla B.I., Luboya O.N.,  
360 Ilunga A.N., Mutombo A.M. & Nemery B., 2009. High human exposure to cobalt and other metals in  
361 Katanga, a mining area of the Democratic Republic of Congo. *Environ. Res.* **109**(6), 745–52.
- 362 Barceló J. & Poschenrieder C., 2003. Phytoremediation : principles and perspectives. *Contrib. to Sci.* **2**(3), 333–  
363 344.
- 364 Berti W.R. & Cunningham S.D., 2000. Phytostabilization of metals. *In:* Raskin, I., Ensley, B.D. eds.  
365 *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean-up the Environment*. John Wiley & Sons, Inc.,  
366 New York, 71–88.
- 367 Bizoux J., Brevers F., Meerts P., Graitson E. & Mahy G., 2004. Ecology and conservation of Belgian  
368 populations of *Viola calaminaria*, a metallophyte with a restricted geographic distribution. *Belgian J. Bot.*  
369 **137**(1), 91–104.
- 370 Bizoux J.P., Daïnou K., Raspé O., Lutts S. & Mahy G., 2008. Fitness and genetic variation of *Viola calaminaria*,  
371 an endemic metallophyte: Implications of population structure and history. *Plant Biol.* **10**(6), 684–693.
- 372 Boisson S., Collignon J., Langunu S., Lebrun J., Shutcha M.N. & Mahy G., 2015. Concilier la phytostabilisation  
373 des sols pollués avec la conservation de la flore cupro-cobalticole dans la région de Lubumbashi (R.D.  
374 Congo) : une stratégie nouvelle pour valoriser les écosystèmes extrêmes ? *In:* Bogart, J., Halleux, J.-M.  
375 eds. *Territoires Périurbains: Développement, Enjeux et Perspectives Dans Les Pays Du Sud*. Presses  
376 Agronomiques de Gembloux, Gembloux, 127–138.
- 377 Boisson S., Le Stradic S., Collignon J., Séleck M., Malaisse F., Ngoy Shutcha M., Faucon M.-P. & Mahy G.,  
378 2015. Potential of copper-tolerant grasses to implement phytostabilisation strategies on polluted soils in  
379 South D. R. Congo. *Environ. Sci. Pollut. Res.*
- 380 Boisson S., Le Stradic S., Commans M., Dumont A., Leclerc N., Thomas C. & Mahy G., 2016. Copper tolerance  
381 of three *Crotalaria* species from southeastern D. R. Congo at the early development stage. *Biotechnol.*  
382 *Agron. Soc. Environ.* **20**(2), 151–160.
- 383 Boisson S., Lebrun J., Séleck M. & Mahy G., 2012. Copperflora Website. <http://www.copperflora.org>,  
384 (20/05/2013).
- 385 Bolan N., Kunhikrishnan A., Thangarajan R., Kumpiene J., Park J., Makino T., Kirkham M.B. & Scheckel K.,  
386 2014. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils--to mobilize or to immobilize? *J. Hazard.*  
387 *Mater.* **266**, 141–66.
- 388 Boyd R., 2004. Ecology of metal hyperaccumulation. *New Phytol.* **162**, 563–567.
- 389 Bradshaw A.D., McNeilly T.S. & Gregory R.P.G., 1965. Industrialisation, evolution and the development of  
390 heavy- metal tolerance in plants. *In:* British Ecology Society Symposium ed. *Ecology and the Industrial*  
391 *Society*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- 392 Brooks R.R., Baker A.J.M. & Malaisse F., 1992. Copper flowers. *Res. Explor.* **8**(3), 338–351.
- 393 Bruneau J.-C. & Pain M., 1990. *Atlas de Lubumbashi*. Centre d'études géographiques sur l'Afrique noire ed.,  
394 Université Paris X, Nanterre, 133.
- 395 Bruno J.F., Stachowicz J.J. & Bertness M.D., 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends Ecol.*  
396 *Evol.* **18**(3), 119–125.
- 397 Bullock J.M., Aronson J., Newton A.C., Pywell R.F. & Rey-Benayas J.M., 2011. Restoration of ecosystem  
398 services and biodiversity: Conflicts and opportunities. *Trends Ecol. Evol.* **26**(10), 541–549.
- 399 Cailteux J.L.H., Kampunzu A.B., Lerouge C., Kaputo A.K. & Milesi J.P., 2005. Genesis of sediment-hosted  
400 stratiform copper–cobalt deposits, central African Copperbelt. *J. African Earth Sci.* **42**(1-5), 134–158.
- 401 Campbell B., 1996. *The Miombo in transition: woodlands and welfare in Africa*. Campbell, B. ed., Center for  
402 International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia, 266.

- 403 Champluvier D., 2011. New and overlooked Acanthaceae taxa from D.R.Congo, Rwanda and Burundi: (1) the  
404 genus *Barleria*. *Plant Ecol. Evol.* **144**(1), 82–95.
- 405 Cherian S. & Margarida Oliveira M., 2005. Transgenic Plants in Phytoremediation : Recent Advances and New  
406 Possibilities. *Environ. Sci. Technol.* **39**(24), 9377–9390.
- 407 Cheyns K., Banza Lubaba Nkulu C., Ngombe L.K., Asosa J.N., Haufroid V., De Putter T., Nawrot T., Kimpanga  
408 C.M., Numbi O.L., Ilunga B.K., Nemery B. & Smolders E., 2014. Pathways of human exposure to cobalt  
409 in Katanga, a mining area of the DR Congo. *Sci. Total Environ.* **490**, 313–321.
- 410 Chipeng F.K., Hermans C., Colinet G., Faucon M.-P., Ngongo M., Meerts P. & Verbruggen N., 2010. Copper  
411 tolerance in the cuprophyte *Haumaniastrum katangense* (S. Moore) P.A. Duvign. & Plancke. *Plant Soil*  
412 **328**(1-2), 235–244.
- 413 Clewell a, Aronson J. & Winterhalder K., 2004. The SER International primer on ecological restoration. *Ecol.*  
414 *Restor.* **2**, 206–207.
- 415 Córdova S., Neaman A., González I., Ginocchio R. & Fine P., 2011. The effect of lime and compost  
416 amendments on the potential for the revegetation of metal-polluted, acidic soils. *Geoderma* **166**(1), 135–  
417 144.
- 418 Cornelissen J., Lavorel S. & Garnier E., 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement  
419 of plant functional traits worldwide. *Aust. J. Bot.* **51**(4), 335.
- 420 Cunningham S.D., Berti W.R. & Huang J.W., 1995. Phytoremediation of contaminated soils. *Trends Biotechnol.*  
421 **13**, 393–397.
- 422 Cunningham S.D. & Ow D.W., 1996. Promises and Prospects of Phytoremediation. *Plant Physiol.* **110**(3), 715–  
423 719.
- 424 Daily G., 1997. *Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems*, Island Press, 392.
- 425 Delhaye G., Violle C., Séleck M., Ilunga wa Ilunga E., Daubie I., Mahy G. & Meerts P., 2016. Plant traits  
426 variation along a copper-cobalt contamination gradient: a community-level perspective exploring the  
427 relative importance of species turnover and within species variation. *J. Veg. Sci.*
- 428 Dube A., Zbytniewski R., Kowalkowski T., Cukrowska E. & Buszewski B., 2001. Adsorption and Migration of  
429 Heavy Metals in Soil. *Polish J. Environ. Stud.* **10**(1), 1–10.
- 430 Duvigneaud P. & Denaeyer-De Smet S., 1963. Etudes sur la végétation du Katanga et de ses sols métallifères.  
431 Communication n°7 Cuivre et végétation au Katanga. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belgique*, Travaux du Centre  
432 scientifique et médical de l'Université libre de Bruxelles en Afrique centrale **96**(2), 93–231.
- 433 Egan D., Howell E.A. & Meine C., 2005. *The Historical Ecology Handbook: A Restorationist's Guide to*  
434 *Reference Ecosystems*, Science and practice of ecological restoration, Island Press, 488.
- 435 Ernst W.H.O., 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Appl. geochemistry*  
436 **11**, 163–167.
- 437 Ernst W.H.O., 2000. Evolution of metal hyperaccumulation and phytoremediation hype. *New Phytol.* **146**(3),  
438 357–358.
- 439 Ernst W.H.O., 2006. Evolution of metal tolerance in higher plants. *For. Snow Landsc. Res.* **80**(3), 251–274.
- 440 Faucon M.-P., Chipeng F., Verbruggen N., Mahy G., Colinet G., Shutcha M., Pourret O. & Meerts P., 2012.  
441 Copper tolerance and accumulation in two cuprophytes of South Central Africa: *Crepidorrhpalon perennis*  
442 and *C. tenuis* (Linderniaceae). *Environ. Exp. Bot.* **84**, 11–16.
- 443 Faucon M.-P., Meersseman A., Shutcha M.N., Mahy G., Luhembwe M.N., Malaisse F. & Meerts P., 2010.  
444 Copper endemism in the Congolese flora: a database of copper affinity and conservational value of  
445 cuprophytes. *Plant Ecol. Evol.* **143**(1), 5–18.
- 446 Faucon M.-P., Parmentier I., Colinet G., Mahy G., Ngongo Luhembwe M. & Meerts P., 2011. May Rare  
447 Metallophytes Benefit from Disturbed Soils Following Mining Activity? The Case of the *Crepidorrhpalon*  
448 *tenuis* in Katanga (D. R. Congo). *Restor. Ecol.* **19**(3), 333–343.
- 449 Faucon M.-P., Tshilong B.M., Van Rossum F., Meerts P., Decocq G. & Mahy G., 2012. Ecology and  
450 Hybridization Potential of Two Sympatric Metallophytes, the Narrow Endemic *Crepidorrhpalon perennis* (  
451 Linderniaceae ) and its More Widespread Congener. *Biotropica* **44**(4), 454–462.
- 452 Furini A. (Ed.), 2012. *Plants and Heavy Metals*, SpringerBriefs in Molecular Science, Springer Netherlands,  
453 Dordrecht, 86.

- 454 García-Palacios P., Soliveres S., Maestre F.T., Escudero A., Castillo-Monroy A.P. & Valladares F., 2010.  
455 Dominant plant species modulate responses to hydroseeding, irrigation and fertilization during the  
456 restoration of semiarid motorway slopes. *Ecol. Eng.* **36**, 1290–1298.
- 457 Godefroid S., Van de Vyver A., Massengo Kalenga W., Handjila Minengo G., Rose C., Ngongo Luhembwe M.,  
458 Vanderborght T. & Mahy G., 2013. Germination capacity and seed storage behaviour of threatened  
459 metallophytes from the Katanga copper belt (DR Congo): implications for ex situ conservation. *Plant Ecol.*  
460 *Evol.* **146**(2), 183–192.
- 461 Hobbs R.J., Arico S., Aronson J., Baron J.S., Bridgewater P., Cramer V. a., Epstein P.R., Ewel J.J., Klink C. a.,  
462 Lugo A.E., Norton D., Ojima D., Richardson D.M., Sanderson E.W., Valladares F., Vilà M., Zamora R. &  
463 Zobel M., 2006. Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world  
464 order. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **15**, 1–7.
- 465 Hobbs R.J., Higgs E. & Harris J. a, 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration.  
466 *Trends Ecol. Evol.* **24**(11), 599–605.
- 467 ICMM, 2012. Trends in the mining and metals industry, 10 Principles, 16.
- 468 ICMM, 2014. Biodiversity performance review: Executive summary, London, UK, 8.
- 469 Ilunga wa Ilunga E., Mahy G., Piqueray J., Séleck M., Shutcha M.N., Meerts P. & Faucon M.-P., 2015. Plant  
470 functional traits as a promising tool for the ecological restoration of degraded tropical metal-rich habitats  
471 and revegetation of metal-rich bare soils: A case study in copper vegetation of Katanga, DRC. *Ecol. Eng.*  
472 **82**, 214–221.
- 473 Ilunga wa Ilunga E., Séleck M., Colinet G., Meerts P. & Mahy G., 2013. Small-scale diversity of plant  
474 communities and distribution of species niches on a copper rock outcrop in Upper Katanga, DR Congo.  
475 *Plant Ecol. Evol.* **146**(2), 173–182.
- 476 Jacobi C.M., Carmo F.F., Vincent R.C. & Stehmann J.R., 2007. Plant communities on ironstone outcrops: a  
477 diverse and endangered Brazilian ecosystem. *Biodivers. Conserv.* **16**(7), 2185–2200.
- 478 Järup L., 2003. Hazards of heavy metal contamination. *Br. Med. Bull.* **68**, 167–182.
- 479 Johnson M.S., 1978. Land Reclamation and the Botanical Significance of Some Former Mining and  
480 Manufacturing Sites in Britain. *Environ. Conserv.* **5**(03), 223–228.
- 481 Kampunzu A.B., Cailteux J.L.H., Kamona A.F., Intiomale M.M. & Melcher F., 2009. Sediment-hosted Zn–Pb–  
482 Cu deposits in the Central African Copperbelt. *Ore Geol. Rev.* **35**(3-4), 263–297.
- 483 Kawai T. & Tokeshi M., 2007. Testing the facilitation-competition paradigm under the stress-gradient  
484 hypothesis: decoupling multiple stress factors. *Proc. Biol. Sci.* **274**(1624), 2503–8.
- 485 Kozlov M. V. & Zvereva E.L., 2006. Industrial barrens: extreme habitats created by non-ferrous metallurgy. *Rev.*  
486 *Environ. Sci. Bio/Technology* **6**(1-3), 231–259.
- 487 Krämer U., 2010. Metal hyperaccumulation in plants. *Annu. Rev. Plant Biol.* **61**, 517–34.
- 488 Lange B., Faucon M.-P., Meerts P., Shutcha M., Mahy G. & Pourret O., 2014. Prediction of the edaphic factors  
489 influence upon the copper and cobalt accumulation in two metallophytes using copper and cobalt  
490 speciation in soils. *Plant Soil* **379**(1-2), 275–287.
- 491 Lasat M.M., 2000. Phytoextraction of metals from contaminated soil: A review of plant/soil/ metal interaction  
492 and assessment of pertinent agronomic issues. *J. Hazard. Subst. Res.* **2**(5), 1–25.
- 493 Lavorel S., Díaz S., Cornelissen J.H.C., Garnier E., Harrison S.P., McIntyre S., Pausas J.G., Catherine N.P. &  
494 Carlos R., 2002. Plant Functional Types : Are We Getting Any Closer to the Holy Grail ? *In: Terrestrial*  
495 *Ecosystems in a Changing World.* 149–164.
- 496 Lavorel S., McIntyre S., Landsberg J. & Forbes T.D., 1997. Plant functional classifications: from general groups  
497 to specific groups based on response to disturbance. *Trends Ecol. Evol.* **12**(12), 474–8.
- 498 Leteinturier B., 2002. Evaluation du potentiel phytocénotique des gisements cuprifères d’Afrique centro-australe  
499 en vue de la phytoremédiation de sites pollués par l’activité. *Fac. des Sci. Agron. Gembloux.*
- 500 Leteinturier B., Baker A.J.M. & Malaisse F., 1999. Early stages of natural revegetation of metalliferous mine  
501 workings in South Central Africa: a preliminary survey. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* **3**(1), 28–41.
- 502 Lone M.I., He Z., Stoffella P.J. & Yang X., 2008. Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water:  
503 progresses and perspectives. *J. Zhejiang Univ. Sci. B* **9**(3), 210–20.
- 504 Malaisse F., Brooks R.R. & North P., 1982. Colonisation of modified metalliferous environments in Zaire by the

- 505 copper flower *Haumaniastrum katangense*. *Plant Soil* **64**, 289–293.
- 506 Manda B., Colinet G. & André L., 2010. Evaluation de la contamination de la chaîne trophique par les éléments  
507 traces (Cu, Co, Zn, Pb, Cd, U, V et As) dans le bassin de la Lufira supérieure (Katanga). *Tropicultura* 246–  
508 252.
- 509 Mbenza M., Aloni K. & Muteb M., 1989. Quelques considérations sur la pollution de l'air à Lubumbashi (Shaba,  
510 Zaïre). *Geo. Eco. Trop.* **13**(1-4), 113–125.
- 511 Mendez M.O. & Maier R.M., 2008. Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments--an  
512 emerging remediation technology. *Environ. Health Perspect.* **116**(3), 278–83.
- 513 Mendoza-Hernández P.E., Orozco-Segovia A., Meave J. a., Valverde T. & Martínez-Ramos M., 2012.  
514 Vegetation recovery and plant facilitation in a human-disturbed lava field in a megacity: searching tools  
515 for ecosystem restoration. *Plant Ecol.* **214**(1), 153–167.
- 516 Millenium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*, World  
517 Resources Institute, Washington, DC, 100.
- 518 Mpundu M.M., Sikuzani Y.U., Kimuni L.N. & Colinet G., 2014. Effets d'amendements carbonatés et organiques  
519 sur la culture de deux légumes sur sol contaminé à Lubumbashi ( RD Congo ). *Biotechnol. Agron. Société*  
520 *Environ.* **18**(3), 367–375.
- 521 Mpundu M.M.M., Mobinzo P., Bindelle J., Vandenput S., Ngongo Luhembwe M. & Colinet G., 2011. Soil,  
522 plant and goat faeces can be used to map trace elements contaminations in the town of Lubumbashi  
523 (DR Congo). *In: The 6th International Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and*  
524 *Military Areas*. Marrakech, 1.
- 525 Mpundu M.M.M., Useni Sikuzani Y., Ntumba Ndaye F., Muyambo Musaya E., Kapalanga Kamina P., Mwansa  
526 M., Ilunga K. & Nyembo Kimuni L., 2013. Évaluation des teneurs en éléments traces métalliques dans les  
527 légumes feuilles vendus dans les différents marchés de la zone minière de Lubumbashi. *J. Appl. Biosci.* **66**,  
528 5106–5113.
- 529 Narendrula R., Nkongolo K. & Beckett P., 2012. Comparative Soil Metal Analyses in Sudbury (Ontario,  
530 Canada) and Lubumbashi (Katanga, DR-Congo). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **88**(2), 187–192.
- 531 Neuman D. & Ford K.L., 2006. *Phytostabilization as a remediation alternative at mining sites*, Technical note  
532 420, 48.
- 533 O'Dell R. & Classen V., 2011. Restoration and Revegetation of Harsh Soils. *In: Serpentine : The Evolution and*  
534 *Ecology of a Model System*. 283–413.
- 535 O'Dell R.E. & Claassen V.P., 2006. Relative performance of native and exotic grass species in response to  
536 amendment of drastically disturbed serpentine substrates. *J. Appl. Ecol.* **43**(5), 898–908.
- 537 Parraga-Aguado I., Querejeta J.-I., González-Alcaraz M.-N., Jiménez-Cárceles F.J. & Conesa H.M., 2014.  
538 Usefulness of pioneer vegetation for the phytomanagement of metal(loid)s enriched tailings: grasses vs.  
539 shrubs vs. trees. *J. Environ. Manage.* **133**, 51–58.
- 540 Peer W.A., Baxter I.R., Richards E.L., Freeman J.L. & Murphy S., 2005. Phytoremediation and  
541 hyperaccumulator plants. *Mol. Biol. Met. Homeost. Detoxif.* **14**(August), 299–340.
- 542 Pilon-Smits E.A.H. & Pilon M., 2002. Phytoremediation of Metals Using Transgenic Plants. *CRC. Crit. Rev.*  
543 *Plant Sci.* **21**(5), 439–456.
- 544 Pollard A.J., Powell K.D., Harper F.A. & Smith J.A.C., 2002. The Genetic Basis of Metal Hyperaccumulation in  
545 Plants. *CRC. Crit. Rev. Plant Sci.* **21**(6), 539–566.
- 546 Prasad M.N. V & De Oliveira Freitas H.M., 2003. Metal hyperaccumulation in plants - Biodiversity prospecting  
547 forphytoremediation technology. *Electron. J. Biotechnol.* **6**(3), 110–146.
- 548 Prasad M.S., 1989. Production of copper and cobalt at Gecamines, Zaire. *Miner. Eng.* **2**(4), 521–541.
- 549 Primack R.B., 2010. *Essentials of Conservation Biology*, Sinauer Associates, Incorporated, 601.
- 550 Rey Benayas J.M., Newton A.C., Diaz A. & Bullock J.M., 2009. Enhancement of Biodiversity and Ecosystem  
551 Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science (80-. )*. **325**(5944), 1121–1124.
- 552 Saad L., Parmentier I., Colinet G., Malaisse F., Faucon M.-P., Meerts P. & Mahy G., 2012. Investigating the  
553 Vegetation-Soil Relationships on the Copper-Cobalt Rock Outcrops of Katanga (D. R. Congo), an  
554 Essential Step in a Biodiversity Conservation Plan. *Restor. Ecol.* **20**(3), 405–415.
- 555 Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2014. *Global Biodiversity Outlook 4*, Montréal, 155.



- 556 Séleck M., Bizoux J.-P., Colinet G., Faucon M.-P., Guillaume A., Meerts P., Piqueray J. & Mahy G., 2013.  
557 Chemical soil factors influencing plant assemblages along copper-cobalt gradients: implications for  
558 conservation and restoration. *Plant Soil* **373**(1/2), 455–469.
- 559 Séleck M., Lebrun J., Boisson S., Le Stradic S., Masengo Kalenga W. & Mahy G., 2013. *Guide to Cu-Co species*  
560 *of concern regeneration* - V2.2, Gembloux, 88.
- 561 Shaw J., 1990. *Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects*. Shaw, J. ed., CRC Press Inc, New York,  
562 268.
- 563 Shutcha M., Meerts P., Kazadi S., Faucon M.-P. & Visser M., 2013. Low Caryopsis Production of the  
564 Toothbrush Grass (*Microchloa altera*) from Katanga (DR Congo) Could Limit the Revegetation of Trace  
565 Metal Contaminated Lands by. *Ecol. Restor.* **31**(3), 240–244.
- 566 Shutcha M.N., Mubemba M.M., Faucon M.-P., Luhembwe M.N., Visser M., Colinet G. & Meerts P., 2010.  
567 Phytostabilisation of copper-contaminated soil in Katanga: an experiment with three native grasses and  
568 two amendments. *Int. J. Phytoremediation* **12**(6), 616–32.
- 569 Singh S.N. & Tripathi R.D., 2007. *Environmental bioremediation technologies*, Environmental Bioremediation  
570 Technologies, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1-518.
- 571 Soulé M., 1985. What is conservation biology. *Bioscience* **35**(11), 727–734.
- 572 Stohs S.J. & Bagchi D., 1995. Oxidative mechanisms in the toxicity of metal ions. *Free Radic. Biol. Med.* **18**(2),  
573 321–336.
- 574 Stone G.D., 2010. The Anthropology of Genetically Modified Crops. *Annu. Rev. Anthropol.* **39**(1), 381–400.
- 575 Tilman D., 1997. Community invasibility, recruitment limitation, and grassland biodiversity. *Ecology* **78**(1), 81–  
576 92.
- 577 Tirado R. & I. Pugnaire F., 2005. Community structure and positive interactions in constraining environments.  
578 *Oikos* **111**(3), 437–444.
- 579 UMHK, 1956. *Union Minière du Haut Katanga 1906 - 1956*, Bruxelles, 283.
- 580 UNEP, 2015. Global Strategy for Plant Conservation. *Conv. Biol. Divers.* <https://www.cbd.int/gspc/>,  
581 (25/08/2015).
- 582 United Nations, 1992. Convention on biological diversity. *Diversity* 30.
- 583 USGS, 2015. Mineral Commodity Summaries 2015, U.S. Geological Survey, 196.
- 584 Van Andel J. & Aronson J., 2006. *Restoration ecology: the new frontier*, Restoration Ecology, Blackwell  
585 Publishing Ltd, 319.
- 586 van Breemen N. & Finzi A., 1998. Plant-soil Interactions: Ecological Aspects and Evolutionary Implications.  
587 *Biogeochemistry* **42**(1-2), 1–19.
- 588 Vangronsveld J., Van Assche F. & Clijsters H., 1995. Reclamation of a bare industrial area contaminated by  
589 non-ferrous metals: in situ metal immobilization and revegetation. *Environ. Pollut.* **87**(1), 51–9.
- 590 Verbruggen N., Hermans C. & Schat H., 2009. Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants.  
591 *New Phytol.* **181**(4), 759–76.
- 592 Verdú M. & Valiente-Banuet A., 2008. The nested assembly of plant facilitation networks prevents species  
593 extinctions. *Am. Nat.* **172**(6), 751–60.
- 594 Vié J.-C., Hilton-taylor C. & Stuart S.N., 2008. *Wildlife in a changing world*, IUCN Gland Switzerland, 180.
- 595 Violle C., Navas M.-L., Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I. & Garnier E., 2007. Let the concept of trait  
596 be functional! *Oikos* **116**(5), 882–892.
- 597 Vitousek P.M., 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* (80-. ). **277**(5325), 494–499.
- 598 Vranken I., Amisi Y.M., Kankumbi F.M., Bamba I., Veroustraete F., Visser M. & Bogaert J., 2013. The Spatial  
599 Footprint of the Non-ferrous Mining Industry in Lubumbashi. *Tropicultura* **31**(1), 22–29.
- 600 Whiting S.N., Reeves R.D. & Baker A.J.M., 2002. Conserving biodiversity: Mining, metallophytes and land  
601 reclamation. *Min. Environ. Manag.* **10**(2), 11–16.
- 602 Whiting S.N., Reeves R.D., Richards D., Johnson M.S., Cooke J.A., Malaisse F., Johns R., McIntyre T., Purvis  
603 O.W., Salt D.E., Schat H., Zhao F.J. & Baker A.J.M., 2004. Research Priorities for Conservation of  
604 Metallophyte Biodiversity and their Potential for Restoration and Site Remediation. *Restor. Ecol.* **12**(1),  
605 106–116.

- 606 Wolf A., 2001. Conservation of endemic plants in serpentine landscapes. *Biol. Conserv.* **100**(1), 35–44.
- 607 Wong M.H., 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils.
- 608 *Chemosphere* **50**(6), 775–80.
- 609 Young T.P., 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biol. Conserv.* **92**, 73–83.
- 610
- 611

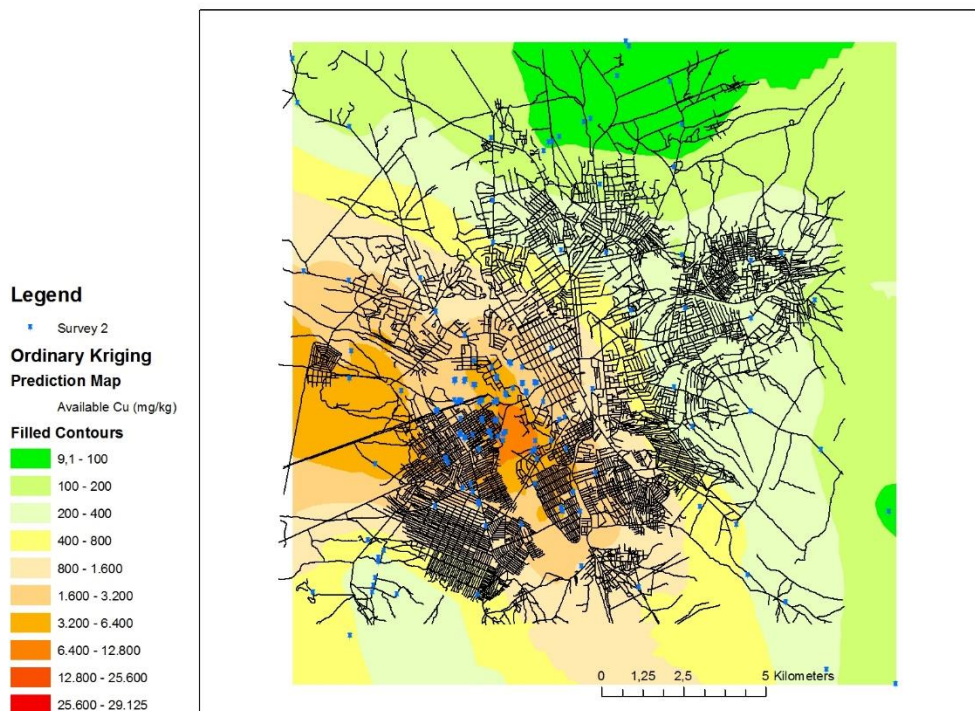


613

614 Figure 1. Photographies du centre (usine de la GECAMINES) et de l'ouest de la ville de Lubumbashi (cône de  
615 pollution). a) Terril de Lubumbashi situé au sud-est du cône de pollution. b) Usine de transformation de minerais  
616 de la GECAMINES située à proximité du terril et responsable des rejets dans l'atmosphère. c) Vue dirigée vers  
617 la GECAMINES prise dans le cône de pollution. A l'avant plant, une parcelle cultivée devant une zone nue à  
618 proximité des habitations. d) Plant de maïs adulte chlorosé cultivé dans le cône de pollution. e) Vue générale  
619 vers l'ouest prise dans le cône de pollution. En avant plant une zone colonisée sporadiquement par des *Setaria*

620 *sphacelata* et *Celosia trigyna* avec au loin à droite un projet de construction d'habitations. f) Vue dirigée vers le  
621 nord prise dans le cône de pollution. Une étendue de sol nu sous les lignes haute-tension

622



623

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