

MINISTRE DES ENSEIGNEMENTS SECONDAIRE ET SUPERIEUR

UNIVERSITE POLYTECHNIQUE DE BOBO-DIOULASSO (UPB)

INSTITUT DU DEVELOPPEMENT RURAL (IDR)



# THESE

Présentée en vue de l'obtention du  
DOCTORAT UNIQUE EN DEVELOPPEMENT RURAL

OPTION : Systèmes de Production Végétale

SPECIALITE : Sciences du sol

Par

Issaka SENOU

Ingénieur en agronomie

Phytoextraction du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc par cinq espèces végétales (*Vetiveria nigritana* (Benth.), *Oxytenanthera abyssinica* (A. Rich.) Munro, *Barleria repens* (Ness), *Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf et *Lantana camara* Linn. Cultivées sur des sols ferrugineux tropicaux et vertiques.

**Soutenue publiquement le 26 Mars 2014 devant le jury composé de :**

Pr Joseph Issaka BOUSSIM, Professeur titulaire, Université de Ouagadougou, Burkina Faso **Président**  
Pr. Michel P. SEDOGO, Directeur de Recherche CNRST/ IN.E.R.A, Burkina Faso **Rapporteur**  
Pr. H. Bismarck NACRO, Maître de Conférences, Université Polytechnique de Bobo, Burkina Faso **Rapporteur**  
Pr. Adama M. TOE, Maitre de Recherche CNRST/I.R.S.S, Burkina Faso **Rapporteur**  
Pr. Antoine N. SOME, Maître de Conférences, Université Polytechnique de Bobo, Burkina Faso **Directeur de thèse**

Thèse préparée au Laboratoire des Systèmes Naturels, des Agro-systèmes et de l'Ingénierie de l'Environnement (Sy.N.A.I.E), Université Polytechnique de Bobo - Dioulasso (Burkina Faso).

## *DEDICACE*

*Mon père Hamadou Senou, précocement arraché à l'affection des siens.*

*Ma mère Sétou Traore, que ce travail soit le fruit de vos années de sacrifices.*

*Ma sœur jumelle, Mariam Senou, elle qui n'a pas eu la chance d'arriver à ce niveau d'études.*

*Mon épouse Aïssatou Ouedraogo, pour ces moments de patience.*

*A tous,*

*Je dédie cette thèse.*

# REMERCIEMENTS

*Par ces quelques lignes, je tiens à remercier toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin au bon déroulement de cette thèse, en espérant n'avoir oublié personne...*

Avant tout propos, je voudrais dire merci au projet CORUS II (Coopération pour la Recherche Universitaire et Scientifique) N°6043 pour les soutiens financiers reçus au cours de ces années de travaux.

Tout d'abord, je tiens à remercier mon directeur de thèse, Professeur Antoine N. Somé qui m'a fait confiance en me proposant un sujet de thèse dans la continuité du travail amorcé lors de mon DEA. Je lui exprime ma profonde gratitude pour son encadrement, ses conseils avisés et son écoute constante. Il a guidé non seulement mes premiers pas sur le chemin de la recherche et m'a toujours encouragé à poursuivre les travaux. Le Professeur Somé s'est beaucoup investi dans le suivi et l'évaluation régulière de ce travail depuis sa conception jusqu'à sa réalisation totale. J'ai beaucoup apprécié la confiance qu'il m'a témoignée et son soutien pour résoudre les problèmes d'ordres financiers et souvent administratifs. J'ai particulièrement été très confiant de travailler sous sa direction scientifique. Merci de ne m'avoir pas lâché et d'avoir tout fait pour que ma thèse arrive à son terme. Merci pour tout !

J'adresse également ma profonde gratitude et mes sincères remerciements à Docteur Zacharia Gnankambary. Avec votre disponibilité, votre savoir-faire, vos conseils, vous m'avez permis de réaliser cette thèse dans les meilleures conditions d'esprit. De Docteur Gnankambary, j'ai acquis une méthodologie de travail bien organisée afin de ne pas se tromper de chemin. Je tiens également à vous remercier chaleureusement pour votre patience, votre sens de la diplomatie et vos aides précieuses que vous m'avez consacrées en termes de temps et pour me faire partager et me transmettre une partie de votre connaissance dans le domaine de la science du sol. Je n'oublierai jamais ces jours où nous avons travaillé souvent très tard la nuit pour la rédaction de mes manuscrits. Ces week-ends où vous aviez jugé nécessaire de vous retirer avec moi dans votre bureau de Directeur Général du BU.NA.SOL pour travailler toujours dans le sens de l'intérêt que vous accordez à ce travail. Quoi que je fasse après la thèse, je n'oublierai pas ce que vous avez fait pour moi. Merci pour tout !

Je remercie le Professeur Hassan B. Nacro et Docteur Bernard Bacyé qui malgré leurs multiples occupations ont pu consacrer du temps pour corriger et apporter des suggestions dans ce document. Vos corrections ont été très fructueuses dans l'orientation donnée à cette thèse. Merci pour tous !

C'est avec un grand plaisir que j'adresse toute ma gratitude au Pr. Sedogo P. Michel, responsable du Laboratoire Sol-Eau-Plante de l'IN.E.R.A Kamboincé de m'avoir accepté dans son laboratoire, mais aussi tous les encouragements dont il n'a sans cesse manifesté à mon égard. Je n'oublie pas tout le personnel du laboratoire Sol-Eau-Plante de Kamboincé pour le soutien et l'accueil lors de mon séjour dans leur laboratoire pour les analyses des échantillons de sol.

J'exprime toute ma gratitude au Pr. Issaka Joseph Boussim qui, malgré ses nombreuses sollicitations à accepté de présider ce jury de thèse. Aux Professeurs Michel Sedogo, Hassan B. Nacro, et Docteurs Adama Makoum Toé et Ouola Traoré qui ont accepté me faire partager leurs conseils et leurs réflexions sur ce travail en tant que rapporteurs.

Je suis très reconnaissant au Professeur Irénée Somda, aux Docteurs Mipro Hien, Mamadou Traoré, Mohamed Seynou (Maitre Assistant UFR/SEA à l'Université de Ouagadougou), M. Zakaria Zio et Clément Sanou pour les soutiens, les conseils et les directives tout au long de la réalisation de ce travail.

Je voudrais saisir aussi l'opportunité ici pour remercier tous mes aînés qui m'ont fait bénéficier de leur sagesse, de leur conseil, de leur amitié et qui n'ont manqué de m'apporter leur appui toutes les fois que j'en avais besoin. Je pense aux Docteurs Jérôme Yaméogo, Schémaeza Bonzi, Lambiénou Yé. Je n'oublie pas mes camarades étudiants Sibiri Ouédraogo, Jean Ouédraogo, Baba Diarra, Bassirou Sanon, Mathias Pouya, Zezouma Sanon et Albert Kaboré.

Je dois aussi ma formation à l'Institut du Développement Rural (IDR) à travers ses enseignants. A tous, je dis merci d'avoir accepté partager avec moi leurs connaissances.

Enfin, ma reconnaissance s'adresse également à ma famille et à mes proches amis qui ont du supporter mes écarts de rythme de vie et d'humeur et qui m'ont toujours soutenu et encouragé, même dans les périodes les plus difficiles.

# SIGLES ET ABBREVIATIONS

**ANOVA** : Analyse de Variance

**BU.MLGEB**: Bureau des Mines et de la Géologie du Burkina

**Cd** : Cadmium

**CEC** : Capacité d'échange cationique

**CORUS** : Coopération pour la Recherche Universitaire et Scientifique

**Cu** : Cuivre

**DUS** : Déchets Urbains solides

**ETM** : Eléments Traces Métalliques

**FPGN** : Fond pédo-géochimique naturel

**GRN/SP** : Gestion des Ressources Naturelles / Systèmes de Production

**ICP-MS**: Inductively Coupled Plasma-Masse Spectrometry

**IDR** : Institut du Développement Rural

**IFEN** : Institut Français de l'Environnement

**IN.E.R.A** : Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles

**IN.SAH** : Institut du Sahel

**I.P** : Index de Pollution

**MS** : Matière Sèche

**Pb** : Plomb

**TNT** : Trinitrotoluène

**UPB** : Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso

**US EPA**: United States Environmental Protection Agency

**t/ha** : tonne par hectare

**Zn** : Zinc

# TABLE DES MATIERES

<i>DEDICACE</i> .....	i
REMERCIEMENTS .....	ii
SIGLES ET ABREVIATIONS .....	iv
TABLE DES MATIERES .....	v
LISTE DES FIGURES .....	xiii
LISTE DES TABLEAUX .....	xv
LISTE DES PHOTOGRAPHIES .....	xviii
<b>INTRODUCTION GENERALE</b> .....	1
1. Enjeux environnementaux .....	2
2. Utilisation des plantes pour la réhabilitation des sols.....	4
3. Présentation de l'étude .....	5
<b>PREMIERE PARTIE : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE</b> .....	8
<b>CHAPITRE I. LES METAUX LOURDS TESTES</b> .....	9
I. Origines des métaux lourds .....	9
1.1. Définition des métaux lourds .....	9
1.2. Origine de la contamination des sols par les métaux lourds.....	10
1.2.1. Origines naturelles .....	11
1.2.2. Origines anthropiques .....	11
1.3. Pollution par les métaux lourds.....	12
1.3.1. Cas du cadmium.....	12
1.3.2. Cas du cuivre.....	13
1.3.3. Cas du plomb .....	14
1.3.4. Cas du zinc .....	14
II. Comportement des métaux dans le sol.....	15
2.1. Facteurs liés au sol intervenant dans la biodisponibilité des métaux lourds.....	15
2.1.1. Définition de la biodisponibilité des métaux et de la phytobiodisponibilité.....	16
2.1.2. Influence du pH.....	17
2.1.3. Potentiel d'oxydo-réduction (Eh) .....	17

2.1.4. Capacité d'échange cationique (CEC).....	18
2.2. Interactions entre métaux.....	18
<b>CHAPITRE II. Les COMPOSANTES BIOLOGIQUES TESTEES .....</b>	<b>19</b>
<b>I. <i>Vetiveria nigriflora</i> (Benth.).....</b>	<b>19</b>
1.1. Présentation.....	19
1.2. Caractéristiques.....	19
1.2.1. Caractéristiques morphologiques.....	19
1.2.2. Caractéristiques écologiques.....	20
1.2.3. Caractéristiques physiologiques .....	20
1.2.4. Usages de vétiver .....	20
<b>II. <i>Oxytenanthera abyssinica</i> (A. Rich.) Munro.....</b>	<b>21</b>
2.1. Présentation.....	21
2.2. Caractéristiques.....	21
2.2.1. Caractéristiques morphologiques.....	21
2.2.2. Caractéristiques écologiques et multiplication du bambou .....	22
2.2.3. Caractéristiques physiologiques .....	23
2.2.4. Usages du bambou .....	23
<b>III. <i>Lantana camara</i> (Linn.).....</b>	<b>23</b>
3.1. Présentation.....	23
3.2. Caractéristiques.....	23
3.2.1. Caractéristiques morphologiques.....	23
3.2.2. Caractéristiques écologiques.....	24
3.2.3. Caractéristiques physiologiques .....	25
3.2.4. Usages de <i>Lantana camara</i> .....	25
<b>VI. <i>Cymbopogon citratus</i> (DC.) Stapf.....</b>	<b>25</b>
4.1. Présentation.....	25
4.2. Caractéristiques.....	25
4.2.1. Caractéristiques morphologiques.....	25
4.2.2. Caractéristiques écologiques et physiologiques .....	26
4.2.3. Usages de <i>Cymbopogon citratus</i> .....	26

V. <i>Barleria repens</i> (Ness) .....	27
CHAPITRE III. TECHNIQUES DE DEPOLLUTION DES SOLS .....	28
I. Définition de la phytoremédiation .....	28
II. Techniques de phytoremédiation .....	28
2.1. Phytoextraction .....	29
2.2. Phytostabilisation .....	30
2.3. Rhizofiltration .....	31
2.4. Phytodégradation .....	32
2.5. Phytovolatilisation .....	32
III. Avantages et limites de la technique de phytoextraction .....	32
3.1. Avantages de la phytoextraction .....	32
3.2. Limites de la phytoextraction.....	33
<b>DEUXIEME PARTIE : MATERIEL ET METHODES.....</b>	<b>34</b>
CHAPITRE I. MATERIEL D'ETUDE.....	35
I. Sites d'études .....	35
II. Matériel.....	36
2.1. Matériel végétal utilisé.....	36
2.1.1. <i>Vetiveria nigritana</i> .....	36
2.1.2. <i>Oxytenanthera abyssinica</i> .....	37
2.1. 3. <i>Barleria repens</i> .....	38
2.1.4. <i>Cymbopogon citratus</i> .....	38
2.1.5. <i>Lantana camara</i> .....	39
2.2. Sols.....	39
2.3. Pots.....	40
2.4. Déchets urbains .....	40
CHAPITRE II. METHODES D'ETUDE.....	42
I. Dispositif expérimental.....	42
II. Mensurations et prélèvement des échantillons.....	43
2.1. Evaluation de l'index de pollution des substrats avant repiquage des plants .....	43
2.2. Mensurations .....	44
2.3. Prélèvement des échantillons de sol et des plantes.....	44



2.3.1. Plantes .....	45
2.3.2. Echantillons de sol .....	45
III. Méthodes d'analyse.....	45
3.1. Analyse des métaux lourds dans les sols et les organes végétaux des plantes .....	45
3.2. Analyses chimiques et microbiologiques des sols.....	46
3.2.1. Analyses chimiques .....	46
3.2.2. Analyses microbiologiques.....	47
3.2.2.1. Test respirométrique : dosage du gaz carbonique dégagé .....	47
3.2.2.2. Biomasse microbienne du sol .....	48
3.3. Analyses statistiques de données .....	48
<b>TROISIEME PARTIE : RESULTATS ET DISCUSSION .....</b>	<b>49</b>
<b>CHAPITRE I. PHYTOEXTRACTION DU CADMIUM, CUIVRE, PLOMB ET ZINC PAR <i>VETIVERIA NIGRITANA</i> ET <i>OXYTENANTHERA ABYSSINICA</i> .....</b>	<b>50</b>
I. Niveau de contamination initiale, caractéristiques chimiques et activités microbiennes des sols des différents traitements.....	50
1.1. Niveau de contamination des différents substrats avant repiquage des plantes .....	51
1.1.1. Résultats .....	51
1.1.1.1. Teneurs initiales en métaux lourds dans les différents substrats .....	51
1.1.1.2. Index de pollution des métaux lourds dans les différents substrats.....	52
1.1.2. Discussion .....	52
1.2. Caractéristiques chimiques des substrats des différents traitements .....	53
1.2.1. Résultats .....	53
1.2.2. Discussion .....	55
1.3. Impact des déchets urbains sur l'activité microbienne des différents traitements .....	57
1.3.1. Résultats .....	57
1.3.1.1. Effet des déchets contaminés par les métaux lourds sur l'activité respiratoire des sols des différents traitements .....	57

1.3.1.1.1. Effet sur l'activité respiratoire des sols avant repiquage des plantes.....	57
1.3.1.1.2. Effet des déchets contaminés par les métaux lourds sur l'activité respiratoire des sols en présence de vétiver .....	58
1.3.1.1.3. Effet des déchets urbains contaminés par les métaux lourds sur l'activité respiratoire des sols en présence de bambou .....	60
1.3.1.2. Impact des déchets urbains sur la biomasse microbienne des sols des différents traitements .....	63
1.3.1.2.1. Impact sur la biomasse microbienne des sols des différents traitements avant repiquage .....	63
1.3.1.2.2. Effet des déchets contaminés par les métaux lourds sur la biomasse microbienne des sols en présence de vétiver .....	64
1.3.1.2.3. Impact des déchets urbains contaminés par les métaux lourds sur la biomasse microbienne des sols en présence de bambou .....	66
1.3.2. Discussion.....	68
1.3.2.1. Impact des déchets urbains contaminés aux métaux lourds sur l'activité respiratoire des sols.....	69
1.3.2.2. Effet des déchets urbains contaminés aux métaux lourds sur la biomasse microbienne des sols .....	69
II. Effets des déchets urbains sur la croissance et la biomasse des organes végétaux des plantes.....	70
2.1. Comparaison de la croissance des plantes .....	70
2.1.1. Résultats .....	70
2.1.1.1. Taux de croissance des plantes en fin de culture .....	70
2.1.1.1.1. Taux de croissance en hauteur et du nombre de talles de <i>Vetiveria nigriflora</i> .....	70
2.1.1.1.2. Taux de croissance en hauteur et de la circonférence de la tige de <i>Oxytenanthera abyssinica</i> .....	72
2.1.2. Discussion .....	74
2.2. Etude de la biomasse des organes végétaux (racines, tiges et feuilles). 74	
2.2.1. Résultats .....	74
2.2.1.1. Biomasse racinaire et foliaire de <i>Vetiveria nigriflora</i> .....	74
2.2.1.2. Biomasse racinaire et foliaire de <i>Oxytenanthera abyssinica</i> .....	77

2.2.2. Discussion .....	80
III. Phytoextraction des métaux lourds par les espèces végétales étudiées.....	81
3.1. Résultats .....	82
3.1.1. Concentrations en métaux lourds dans les sols rhizosphériques .....	82
3.1.2. Teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux de vétiver et de bambou.....	84
3.1.2.1. Teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux de vétiver ...	84
3.1.2.2. Teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux de bambou .	86
3.2. Discussion .....	89
3.2.1. Teneurs en métaux lourds dans les sols rhizosphériques .....	89
3.2.2. Teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux des plantes .....	89
<b>Conclusion partielle.....</b>	<b>91</b>
CHAPITRE II. PHYTOEXTRACTION DU CADMIUM, CUIVRE, PLOMB ET ZINC PAR <i>BARLERIA REPENS</i> , <i>CYMBOPOGON CITRATUS</i> ET <i>LANTANA CAMARA</i> .....	92
I. Niveau de contamination initiale, caractéristiques chimiques et activités microbiennes des sols des différents traitements.....	92
1.1. Niveau de contamination des différents substrats avant repiquage des plantes .....	92
1.1.1. Résultats .....	92
1.1.1.1. Teneurs initiales en métaux lourds dans les différents substrats .....	92
1.1.1.2. Index de pollution des métaux lourds dans les différents substrats.	93
1.1.2. Discussion .....	94
1.2. Caractéristiques chimiques des sols des différents traitements .....	94
1.2.1. Résultats .....	94
1.2.2. Discussion .....	97
1.3. Effet des déchets urbains sur l'activité microbienne des différents traitements .....	98
1.3.1. Résultats.....	98
1.3.1.1. Effet des déchets contaminés par les métaux lourds sur l'activité respiratoire des sols des différents traitements .....	98

1.3.1.1.1. Effet sur l'activité respiratoire des sols avant repiquage des plantes	98
1.3.1.1.2. Effet des déchets urbains sur l'activité respiratoire des sols en présence de <i>Barleria repens</i>	99
1.3.1.1.3. Effet des déchets urbains sur l'activité respiratoire des sols en présence de <i>Cymbopogon citratus</i>	100
1.3.1.1.4. Effet des déchets urbains sur l'activité respiratoire des sols en présence de <i>Lantana camara</i>	102
1.3.1.2. Impact des déchets urbains sur la biomasse microbienne des sols des différents traitements	103
1.3.1.2.1. Impact sur la biomasse microbienne des sols des différents traitements avant repiquage	103
1.3.1.2.2. Impact sur la biomasse microbienne des sols des différents traitements après culture des plants de <i>Barleria repens</i>	104
1.3.1.2.3. Impact sur la biomasse microbienne des sols des différents traitements après culture des plants de <i>Cymbopogon citratus</i>	104
1.3.1.2.4. Impact sur la biomasse microbienne des sols des différents traitements après culture des plants de <i>L. camara</i>	105
1.3.2. Discussion	106
1.3.2.1. Impact des déchets urbains contaminés aux métaux lourds sur l'activité respiratoire des sols	106
1.3.2.2. Impact des déchets urbains contaminés aux métaux lourds sur la biomasse microbienne des sols	107
II. Effets des déchets urbains sur la croissance et la biomasse des organes végétaux des plantes	108
2.1. Comparaison de la croissance des plantes	108
2.1.1. Résultats	108
2.1.1.1. Taux de croissance en hauteur et de la circonférence de la tige de <i>Barleria repens</i>	108
2.1.1.2. Taux de croissance en hauteur et du nombre de talles de <i>Cymbopogon citratus</i>	109
2.1.1.3. Taux de croissance en hauteur et de la circonférence de la tige des plants de <i>Lantana camara</i>	110

2.1.2. Discussion .....	112
2.2. Etude de la biomasse des organes végétaux (racines, tiges et feuilles) .....	112
2.2.1. Résultats .....	112
2.2.1.1. Biomasse des racines, tiges et feuilles de <i>Barleria repens</i> .....	112
2.2.1.2. Biomasse des racines et des feuilles de <i>Cymbopogon citratus</i> .....	115
2.2.1.3. Biomasse des feuilles, racines et tige de <i>Lantana camara</i> .....	117
2.2.2. Discussion .....	120
III. Phytoextraction des métaux lourds par les espèces végétales testées .....	121
3.1. Résultats .....	121
3.1.1. Concentrations en métaux lourds dans les sols rhizosphériques .....	121
3.1.2. Teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux des plantes ...	124
3.1.2.1. Teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux de <i>Barleria repens</i> .....	124
3.1.2.2. Teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux de <i>Cymbopogon citratus</i> .....	127
3.1.2.3. Teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux de <i>Lantana camara</i> .....	129
3.2. Discussion .....	132
3.2.1. Teneurs en métaux lourds des sols rhizosphériques .....	132
3.2.2. Teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux des plantes ...	133
<b>Conclusion partielle</b> .....	134
<b>DISCUSSION GENERALE</b> .....	135
<b>CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES</b> .....	139
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....	143
ANNEXES .....	159
<b>RESUME</b> .....	166
<b>ABSTRACT</b> .....	169

# LISTE DES FIGURES

<b>Figure 1:</b> Tableau périodique des éléments de Mendeleïev. -----	9
<b>Figure 2:</b> Origines des métaux lourds dans le sol (Robert et Juste, 1999) -----	11
<b>Figure 3:</b> Les différents types de phytoremédiation (Buchanan et <i>al.</i> , 2002). ----	29
<b>Figure 4:</b> Production cumulée de CO <sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) des traitements avant repiquage des plantes -----	58
<b>Figure 5:</b> Production cumulée de CO <sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) des traitements en présence de vétiver à 3 mois après repiquage -----	59
<b>Figure 6:</b> Production cumulée de CO <sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) des traitements en présence de vétiver à 7 mois après repiquage -----	60
<b>Figure 7:</b> Production cumulée de CO <sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) des traitements en présence de bambou à 3 mois après repiquage -----	61
<b>Figure 8:</b> Production cumulée de CO <sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) des traitements en présence de bambou à 7 mois après repiquage -----	62
<b>Figure 9 :</b> Taux de croissance en hauteur de <i>Vetiveria nigriflora</i> <b>a)</b> à 3 mois après repiquage <b>b)</b> à 7 mois après repiquage-----	71
<b>Figure 10 :</b> Taux de croissance du nombre de tiges de <i>Vetiveria nigriflora</i> <b>a)</b> à 3 mois après repiquage <b>b)</b> à 7 mois après repiquage -----	72
<b>Figure 11 :</b> Taux de croissance en hauteur de <i>Oxytenanthera abyssinica</i> <b>a)</b> à 3 mois après repiquage <b>b)</b> à 7 mois après repiquage -----	73
<b>Figure 12 :</b> Taux de croissance de la circonférence de la tige de <i>Oxytenanthera abyssinica</i> <b>a)</b> à 3 mois après repiquage <b>b)</b> à 7 mois après repiquage-----	73
<b>Figure 13 :</b> Biomasse racinaire de <i>Vetiveria nigriflora</i> <b>a)</b> à 3 mois après repiquage <b>b)</b> à 7 mois après repiquage -----	76
<b>Figure 14 :</b> Biomasse foliaire <i>Vetiveria nigriflora</i> <b>a)</b> à 3 mois après repiquage <b>b)</b> à 7 mois après repiquage -----	77

<b>Figure 15</b> : Biomasse racinaire de <i>Oxytenanthera abyssinica</i> a) à 3 mois après repiquage b) à 7 mois après repiquage -----	79
<b>Figure 16</b> : Biomasse foliaire de <i>Oxytenanthera abyssinica</i> a) à 3 mois après repiquage b) à 7 mois après repiquage-----	80
<b>Figure 17</b> : Production cumulée de CO <sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) des traitements avant repiquage des plantes -----	99
<b>Figure 18</b> : Production cumulée de CO <sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) des traitements en présence de <i>Barleria repens</i> -----	100
<b>Figure 19</b> : Production cumulée de CO <sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) des traitements en présence de <i>Cymbopogon citratus</i> -----	101
<b>Figure 20</b> : Production cumulée de CO <sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) des traitements en présence de <i>Lantana camara</i> -----	102
<b>Figure 21</b> : Taux de croissance de <i>Barleria repens</i> a) en hauteur b) de la circonférence de la tige -----	109
<b>Figure 22</b> : Taux de croissance de <i>Cymbopogon citratus</i> a) en hauteur b) du nombre de talles -----	110
<b>Figure 23</b> : Taux de croissance <i>Lantana camara</i> a) en hauteur b) de la circonférence de la tige -----	111
<b>Figure 24</b> : Biomasse foliaire de <i>Barleria repens</i> -----	113
<b>Figure 25</b> : Biomasse racinaire de <i>Barleria repens</i> -----	114
<b>Figure 26</b> : Biomasse de la tige de <i>Barleria repens</i> -----	115
<b>Figure 27</b> : Biomasse foliaire de <i>Cymbopogon citratus</i> -----	116
<b>Figure 28</b> : Biomasse racinaire de <i>Cymbopogon citratus</i> -----	117
<b>Figure 29</b> : Biomasse des feuilles de <i>Lantana camara</i> -----	118
<b>Figure 30</b> : Biomasse des racines de <i>Lantana camara</i> -----	119
<b>Figure 31</b> : Biomasse de la tige de <i>Lantana camara</i> -----	120

# LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau 1:</b> Classification des oligo-éléments et des contaminants stricts chez l'homme et chez les plantes supérieures (Bargagli, 1998).....	10
<b>Tableau 2:</b> Principaux facteurs liés au sol et contrôlant le transfert des métaux lourds du sol vers le végétal (Leschber et <i>al.</i> , 1984).....	16
<b>Tableau 3 :</b> Coordonnées géographiques des sites d'études .....	35
<b>Tableau 4 :</b> Dispositif expérimental.....	43
<b>Tableau 5 :</b> Teneurs initiales en métaux lourds (mg/kg) des substrats .....	51
<b>Tableau 6:</b> Index de pollution des sols des traitements.....	52
<b>Tableau 7:</b> Caractéristiques chimiques des substrats des différents traitements dans les sols ferrugineux tropicaux.....	54
<b>Tableau 8:</b> Caractéristiques chimiques des substrats des différents traitements dans les sols vertiques .....	55
<b>Tableau 9 :</b> Biomasse microbienne du sol (en mg C / 100 g de sol) des traitements avant repiquage des plantes.....	63
<b>Tableau 10 :</b> Biomasse microbienne du sol des traitements (mg C / 100 g de sol) à 3 mois après repiquage des plantes de vétiver.....	64
<b>Tableau 11 :</b> Biomasse microbienne du sol des traitements (mg C / 100g de sol) à 7 mois après repiquage des plantes de vétiver.....	65
<b>Tableau 12 :</b> Biomasse microbienne du sol des traitements (mg C / 100 g de sol) à 3 mois après repiquage de bambou.....	67
<b>Tableau 13 :</b> Biomasse microbienne du sol des traitements (mg C / 100 g de sol) à 7 mois après repiquage des plantes de bambou.....	68
<b>Tableau 14:</b> Teneur en métaux lourds des sols rhizosphériques en présence de vétiver et des sols avant repiquage.....	83
<b>Tableau 15:</b> Teneur en métaux lourds des sols rhizosphériques en présence de bambou et des sols avant repiquage.....	84



<b>Tableau 16 :</b> Teneurs en métaux lourds dans les racines de vétiver .....	85
<b>Tableau 17 :</b> Teneurs en métaux lourds dans les feuilles de vétiver.....	86
<b>Tableau 18 :</b> Teneurs en métaux lourds dans les racines de bambou .....	87
<b>Tableau 19 :</b> Teneurs en métaux lourds dans les feuilles de bambou.....	88
<b>Tableau 20 :</b> Teneurs initiales en métaux lourds (mg/kg) des substrats .....	93
<b>Tableau 21:</b> Index de pollution des sols des traitements.....	94
<b>Tableau 22:</b> Caractéristiques chimiques des substrats des différents traitements dans les sols ferrugineux tropicaux.....	96
<b>Tableau 23:</b> Caractéristiques chimiques des substrats des différents traitements dans les sols vertiques .....	96
<b>Tableau 24 :</b> Biomasse microbienne du sol des traitements (mg C / 100 g de sol) avant repiquage des plantes.....	103
<b>Tableau 25 :</b> Biomasse microbienne du sol des traitements (mg C / 100 g de sol) après culture de <i>Barleria repens</i> .....	104
<b>Tableau 26 :</b> Biomasse microbienne du sol des traitements (mg C / 100 g de sol) après culture des plantes de <i>Cymbopogon citratus</i> .....	105
<b>Tableau 27 :</b> Biomasse microbienne du sol des traitements (mg C / 100 g de sol) après culture des plantes de <i>Lantana camara</i> .....	106
<b>Tableau 28:</b> Teneur en métaux lourds des sols rhizosphériques en présence de <i>Barleria repens</i> et des sols avant repiquage .....	122
<b>Tableau 29 :</b> Teneur en métaux lourds des sols rhizosphériques en présence de <i>Cymbopogon citratus</i> et des sols avant repiquage.....	123
<b>Tableau 30:</b> Teneur en métaux lourds des sols rhizosphériques en présence de <i>Lantana camara</i> et des sols avant repiquage .....	124
<b>Tableau 31 :</b> Teneurs en métaux lourds dans les racines de <i>Barleria repens</i> .....	125
<b>Tableau 32 :</b> Teneurs en métaux lourds dans les tiges de <i>Barleria repens</i> .....	126

<b>Tableau 33 :</b> Teneurs en métaux lourds dans les feuilles de <i>Barleria repens</i> ....	127
<b>Tableau 34 :</b> Teneurs en métaux lourds dans les racines de <i>Cymbopogon citratus</i> .....	128
<b>Tableau 35:</b> Teneurs en métaux lourds dans les feuilles de <i>Cymbopogon citratus</i> .....	129
<b>Tableau 36 :</b> Teneurs en métaux lourds dans les racines de <i>Lantana camara</i> ...	130
<b>Tableau 37 :</b> Teneurs en métaux lourds dans les tiges de <i>Lantana camara</i> .....	131
<b>Tableau 38:</b> Teneurs en métaux lourds dans les feuilles de <i>Lantana camara</i> ....	132

## LISTE DES PHOTOGRAPHIES

<b>Photo 1:</b> La plante de <i>Vetiveria nigriflora</i> (Source : cliché I. Senou) .....	19
<b>Photo 2:</b> La plante de <i>Oxytenanthera abyssinica</i> (Source : cliché I. Senou) .....	22
<b>Photo 3:</b> La plante de <i>Lantana</i> .....	24
<b>Photo 4:</b> Fleur de <i>Lantana</i> .....	24
<b>Photo 5:</b> Fruits de <i>Lantana</i> .....	24
<b>Photo 6:</b> Plante de <i>Cymbopogon citratus</i> .....	26
<b>Photo 7:</b> Plante de <i>Barleria repens</i> .....	27
<b>Photo 8 :</b> Carte de localisation des sites d'études .....	36
<b>Photo 9:</b> Plants de vétiver (Source : cliché I. Senou).....	37
<b>Photo 10:</b> Plant de bambou (Source : cliché I. Senou) .....	37
<b>Photo 11:</b> Plant de <i>B. repens</i> (Source : Cliché I. Senou) .....	38
<b>Photo 12:</b> Plants de <i>C. citratus</i> (Source : Cliché I. Senou).....	38
<b>Photo 13:</b> Plant de <i>L. camara</i> (Source : Cliché I. Senou).....	39
<b>Photo 14:</b> Dispositif pot-cuvette (Source : cliché I. Senou) .....	40
<b>Photo 15:</b> Déchets urbains après triage et tamisage (Cliché I. Senou).....	41

# **INTRODUCTION GENERALE**

## 1. Enjeux environnementaux

Depuis la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle, le secteur industriel s'est développé sans se préoccuper des rejets d'éléments toxiques dans les sols. De fait, le sol a été longtemps considéré comme une ressource renouvelable, voire même inépuisable à l'échelle des générations humaines, capable de recevoir sans conséquence les rejets de nos activités. On sait maintenant que les sols sont caractérisés par un équilibre fragile et sont vulnérables. Aujourd'hui, ce patrimoine est menacé à la fois par le lourd héritage du passé et par l'extension des surfaces consacrées au développement industriel (Lecomte, 1998).

Au Burkina Faso, l'intensification des productions agricoles (culture du coton, culture de niébé, maraîchage, etc.) fait de plus en plus appel à l'utilisation de nombreux intrants chimiques parmi lesquels les engrais, les herbicides, les insecticides et les déchets ménagers. Ceci n'est pas sans conséquence sur la santé de l'environnement et des populations surtout si l'utilisation de ces produits n'obéit pas à la réglementation en vigueur.

Par ailleurs, les villes et les industries des pays en voie de développements augmentent en nombre et en taille (FAO, 1976). Ce processus engendre une production massive de déchets riches en nutriments (Dejoux, 1988). Au Burkina Faso, la seule ville de Ouagadougou produirait par an 500 000 tonnes de déchets. Ces déchets sont essentiellement constitués d'ordures ménagères, de déchets d'industrie, de déchets biomédicaux, de boues d'épuration, etc.

Dans un contexte de forte dégradation des sols et du coût élevé des engrais chimiques, le recours aux substances organiques en général dans l'agriculture s'est présenté comme une alternative intéressante pour certaines populations démunies des villes qui utilisent les déchets pour la fertilisation des sols dans les champs, les jardins urbains et périurbains. Cette agriculture urbaine constitue de ce fait, un marché important pour l'utilisation d'une grande partie des matières organiques contenues dans ces produits. Des quantités énormes de déchet urbains solides (DUS) sont recyclées en application directe dans les agrosystèmes maraîchers dans le but de fertiliser les sols et donc d'accroître les rendements. Cette application directe des déchets introduit dans les sols des composés biocides (métaux lourds et composés organiques). Les DUS contiennent des éléments indésirables en particulier les métaux lourds (Farinet et Niang, 2005). Une attention particulière doit être accordée aux produits de récolte car l'absorption des métaux lourds par les végétaux cultivés peut entraîner la contamination de la chaîne trophique.

Plusieurs travaux ont décrit l'utilisation des substances organiques, particulièrement les DUS dans l'agriculture dans les villes de Ouagadougou et Bobo-Dioulasso (Burkina Faso) par

des acteurs divers que sont les céréaliers, les maraîchers, les pépiniéristes, etc. (Kaboré, 2004 ; Yé, 2007). Cette agriculture périurbaine est l'unique activité et source de revenus de 43% des céréaliers, 83% des maraîchers et 91% des pépiniéristes (Kaboré, 2010). Toutefois, une utilisation directe des substances organiques est néfaste, surtout pour les DUS car elles comportent des risques sanitaires et des conséquences pour l'environnement, le sol et ses propriétés biologiques et microbiologiques, la biodiversité animale. Ces DUS sont riches en métaux lourds et peuvent être sources de contamination pour les sols et les plantes cultivées.

L'application des déchets urbains riches en métaux lourds pose au moins deux problèmes majeurs pour l'Homme, l'un en agriculture et l'autre dans le domaine de la santé publique :

1) Dans le domaine agricole, la plupart des métaux lourds accumulés dans le sol sont absorbés par les plantes. En effet, les végétaux ont besoin pour leur croissance et leur développement de certains ions métalliques comme par exemple le cuivre, le zinc, le manganèse, le fer ou le cobalt qui entrent dans la composition de certaines enzymes ou servent de co-facteurs (Yang *et al.*, 2005). Ces éléments, nécessaires en faible quantité, s'avèrent cependant toxiques, voire létaux lorsqu'ils sont présents en forte concentration (Hänsch et Mendel, 2009). De plus, tous les ions métalliques ne sont pas indispensables aux plantes. En effet, des métaux comme le cadmium, le nickel, le plomb ou le mercure ne jouent aucun rôle dans la croissance et le développement des plantes. Ils sont dits non essentiels et sont toxiques à l'état de traces (Mendoza-Cózatl et Moreno-Sánchez, 2005). Tous les métaux lourds sont cependant toxiques à forte concentration pour la plupart des plantes (McIntyre, 2003 ; Gardea - Torresdey *et al.*, 2005). L'accumulation des métaux lourds dans les sols génère donc des pertes de rendement conséquentes soit parce que les plantes cultivées se développent moins bien, soit parce que les sols restent inoccupés car impropres à la culture.

2) Dans le domaine de la santé publique, les métaux lourds absorbés par les végétaux entrent dans la chaîne alimentaire et entraînent un phénomène de bio-concentration à chaque passage dans le maillon trophique supérieur (Gonzales *et al.*, 2008 ; McLean *et al.*, 2009). Cette accumulation de métaux lourds s'avère dangereuse pour la santé. Par exemple, une forte teneur en plomb ou en mercure dans le corps humain affecte le système nerveux central (saturnisme), les cellules sanguines et les reins (De Burbure *et al.*, 2006). Le cadmium est également très toxique, particulièrement au niveau des reins, et se révèle vraisemblablement cancérigène (De Burbure *et al.*, 2006).

Il est donc aujourd'hui indispensable non seulement de mieux connaître les effets de

ces polluants sur les organismes vivants, mais aussi de mettre en œuvre des solutions durables, visant à limiter les risques. Ces problèmes sont préoccupants et des solutions doivent être trouvées pour diminuer la pollution des sols. Il est plus que jamais nécessaire de trouver une alternative à ce phénomène de pollution de plus en plus inquiétant si l'on veut atteindre l'objectif d'un développement durable.

La capacité de certaines espèces végétales à accumuler les substances a été montrée. Ces plantes, par leurs capacités de détoxification, d'immobilisation ou d'absorption des métaux lourds, pourraient donc constituer un outil intéressant, non seulement pour estimer les risques de transfert potentiel des métaux lourds au sein de l'écosystème (Martin *et al.*, 1996), mais aussi comme outil de réhabilitation des sols.

## **2. Utilisation des plantes pour la réhabilitation des sols**

Afin de pallier les principales limitations des méthodes actuellement disponibles dans les stratégies de dépollution, les recherches s'orientent depuis quelques années vers l'utilisation des plantes. On sait en effet depuis longtemps que la présence d'un couvert végétal induit ou stimule la biodégradation d'une grande variété de contaminants organiques (Reilley *et al.*, 1996). Par ailleurs, certaines plantes, dites métallobytes, sont capables de se développer normalement sur des sites fortement contaminés par divers métaux et certains de ces végétaux, qualifiés d'hyperaccumulateurs (Brooks, 1998), sont capables de stocker massivement les métaux dans leurs parties aériennes. Ainsi, les études concernant l'écophysiologie et le métabolisme des plantes supérieures en milieu contaminé, ont progressivement permis d'insérer le concept de phytoremédiation à côté de celui de bio-remédiation des sites pollués. De nombreux travaux mettent en lumière les possibilités d'épuration offertes par la culture de peuplier, notamment dans la décontamination des sites pollués par du zinc (Di Baccio *et al.*, 2003 ; Sebastiani *et al.*, 2004), du cadmium (Robinson *et al.*, 2000), du chrome (Pulford *et al.*, 2001), du cuivre (Castiglione *et al.*, 2009), du mercure (Rugh *et al.*, 1998). Ces méthodes nouvelles sont peu coûteuses, générant peu de déchets et respectueuses de l'environnement (Raskin *et al.*, 1994 ; Salt *et al.*, 1995 ; COST 837, 2002).

Aujourd'hui, le terme de phytoremédiation est largement accepté et regroupe toutes les méthodes basées sur l'utilisation de végétaux supérieurs dans un but de dépollution. Malgré leur développement récent, ces méthodes sont variées et des résultats encourageants ont d'ores et déjà été obtenus pour des problématiques diverses. Plus précisément, les quelques

études réalisées à ce jour permettent d'envisager cinq types de stratégies de phytoremédiation, regroupées sous diverses terminologies (phytoextraction, phytostimulation, phytovolatilisation, rhizofiltration, phytostabilisation). Elles sont particulièrement prometteuses.

Ceci montre que le recours aux végétaux supérieurs dans les stratégies de dépollution est considéré avec un intérêt croissant.

Cependant, à l'heure actuelle, le principal obstacle au développement de la phytoremédiation réside dans le faible nombre d'espèces potentiellement utilisables à l'échelle industrielle. En effet, la plupart des métalphytes connues sont caractérisées par un enracinement peu profond, une croissance assez lente et une faible production de biomasse. Autant de critères qui limitent considérablement les taux prévisibles d'extraction. Par ailleurs, un rendement optimal nécessite que les conditions de culture (climatiques et édaphiques) sur les sites pollués correspondent aux exigences naturelles des végétaux utilisés ; ce paramètre est par essence très difficile à contrôler et représente une limitation supplémentaire de la méthode. Par conséquent, il est nécessaire de poursuivre les recherches afin de sélectionner de nouvelles plantes tolérantes et/ou accumulatrices et de mieux comprendre leur comportement.

### **3. Présentation de l'étude**

La présente étude s'inscrit dans le cadre du projet Coopération pour la Recherche Universitaire et Scientifique (CORUS II) N° 6043 intitulé : « Décontamination des sols pollués des agrosystèmes cotonniers et périmètres maraîchers par la phytoextraction et la biorémédiation des polluants organiques et métalliques »

Dans ce travail, nous nous proposons de tester l'aptitude de cinq plantes à décontaminer des sols ferrugineux tropicaux et des sols bruns vertiques qui ont été pollués par des métaux lourds apportés par des déchets urbains. Cette étude devrait contribuer à connaître le potentiel d'accumulation de cinq espèces végétales. Ces espèces sont, *Vetiveria nigriflora* (Benth.), *Oxytenanthera abyssinica* (A. Rich.) Munro, *Barleria repens* (Ness), *Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf et *Lantana camara* Linn. . Elles pourraient se révéler de bons modèles pour étudier la tolérance et la bioaccumulation des métaux lourds. Les métaux concernés sont : le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc.

Les résultats sur l'efficacité d'espèces végétales à décontaminer les sols constitueraient une base novatrice pour l'aménagement et la gestion des agro-systèmes. Ce constat se généralise



à toute l'Afrique de l'Ouest (Mali, Bénin, Sénégal, etc.), zone où le maraîchage se développe et s'intensifie.

L'objectif majeur de ce projet de thèse est de mettre en évidence des espèces végétales locales capables de dépolluer des sols ferrugineux tropicaux et des sols bruns vertiques des périmètres maraîchers du Burkina Faso pollués par les métaux lourds.

De cet objectif global, se dégagent des objectifs spécifiques majeurs sur lesquelles s'appuient nos travaux :

(1) évaluer l'impact des déchets urbains solides sur le fonctionnement microbien du sol dans un contexte plantes/métaux lourds,

(2) évaluer l'effet des déchets urbains contaminés par les métaux lourds sur la croissance et les biomasses végétales des plantes testées,

(3) évaluer le potentiel de cinq plantes à extraire les métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) du sol.

Les hypothèses de travail ont été formulées :

(1) la présence des métaux lourds dans les sols n'influencent pas la composition chimique et le fonctionnement microbien du sol,

(2) les déchets urbains contaminés par les métaux lourds ont une influence sur la croissance et les biomasses végétales des plantes étudiées,

(3) les espèces végétales testées *Vetiveria nigriflora*, *Oxytenanthera abyssinica*, *Barleria repens*, *Cymbopogon citratus* et *Lantana camara* accumulent le Cd, Cu, Pb et Zn.

Pour répondre à ces objectifs, des expérimentations en vase de végétation ont été menées dans la pépinière de l'Université polytechnique de Bobo-Dioulasso. Les expérimentations ont été réalisées dans des sols de type ferrugineux tropical et de type brun vertique contaminés par l'ajout de déchets urbains contenant du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc à différentes doses.

La première partie de cette étude fait une synthèse des connaissances sur les métaux lourds, des plantes testées et les techniques de phytoremediation.

Dans la deuxième partie, il est fait une description détaillée des différents matériels et méthodes utilisés.

La troisième partie énonce les résultats des caractéristiques chimiques des substrats utilisés et l'impact des différentes doses de déchets contaminés sur l'activité microbienne du sol. Elle aborde également la croissance des espèces végétales à travers les pourcentages de croissance et la biomasse des organes végétaux ainsi que les résultats des teneurs en métaux lourds exportés par les organes végétaux de chaque plante.

Une discussion générale analyse les résultats.

Enfin nous donnons une conclusion et des perspectives.

**PREMIERE PARTIE : SYNTHESE  
BIBLIOGRAPHIQUE**

# CHAPITRE I. LES METAUX LOURDS TESTES

## I. Origines des métaux lourds

### 1.1. Définition des métaux lourds

D'un point de vue purement chimique, les éléments de la classification périodique formant des cations en solution sont des métaux.

D'un point de vue physique, le terme métaux lourds désigne les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes (environ 65 éléments), caractérisés par une forte masse volumique supérieure à  $5 \text{ g.cm}^{-3}$  (Adriano, 2001) (Figure 1).

1 1.0079 H HYDROGENE																	2 4.0026 He HELIUM
3 6.941 Li LITHIUM	4 9.0122 Be BERYLLIUM											5 10.811 B BOR	6 12.011 C CARBONE	7 14.007 N AZOTE	8 15.999 O OXYGENE	9 18.998 F FLUORE	10 20.180 Ne NEON
11 22.990 Na SODIUM	12 24.305 Mg MAGNESIUM											13 26.982 Al ALUMIUM	14 28.086 Si SILICIUM	15 30.974 P PHOSPHORE	16 32.065 S SULFURE	17 35.453 Cl CHLORURE	18 39.948 Ar ARGON
19 39.098 K POTASSIUM	20 40.078 Ca CALCIUM	21 44.956 Sc SCANDIUM	22 47.867 Ti TITANE	23 50.942 V VANADIUM	24 51.996 Cr CHROME	25 54.938 Mn MANGANESE	26 55.845 Fe FER	27 58.933 Co COBALT	28 58.933 Ni NICKEL	29 63.546 Cu CUIVRE	30 65.38 Zn ZINC	31 69.723 Ga GALLIUM	32 72.64 Ge GERMANIUM	33 74.922 As ARSENIC	34 78.96 Se SELENIUM	35 79.904 Br BROMURE	36 83.80 Kr KRYPTON
37 85.468 Rb RUBIDIUM	38 87.62 Sr STRONTIUM	39 88.906 Y YTBRIUM	40 91.224 Zr ZIRCONIUM	41 92.906 Nb NIOBIUM	42 95.94 Mo MOLYBDENE	43 (90) Tc TECHNETIUM	44 101.07 Ru RUTHENIUM	45 102.91 Rh RHODIUM	46 106.42 Pd PALADIUM	47 107.87 Ag ARGENT	48 112.41 Cd CADMIUM	49 114.82 In INDIUM	50 118.71 Sn ETAIN	51 121.76 Sb ANTIMOINE	52 127.60 Te TELURE	53 126.90 I IODE	54 131.29 Xe XENON
55 132.91 Cs CESIUM	56 137.33 Ba BARYUM	57-71 La-Lu Lanthanides	72 178.49 Hf HAFNIUM	73 180.95 Ta TANTALE	74 183.04 W WOLFRAME	75 186.21 Re RHENIUM	76 186.23 Os OSMIUM	77 188.91 Ir IRIDIUM	78 195.08 Pt PLATINE	79 196.97 Au OR	80 200.59 Hg MERCURE	81 204.38 Tl THALLIUM	82 207.2 Pb PLOMB	83 208.98 Bi BISMUTH	84 (209) Po POLONIUM	85 (210) At ASTATINE	86 (222) Rn RADON
87 (223) Fr FRANCIUM	88 (226) Ra RADIUM	89-103 Ac-Lr Actinides	104 (261) Rf RUFORMIUM	105 (262) Db DUBNIUM	106 (263) Sg SEBORGIUM	107 (263) Bh BOHRIUM	108 (277) Hs HASSIUM	109 (269) Mt MITHNERIUM	110 (261) Uun UNUNBIUM	111 (272) Uuu UNUNTRIUM	112 (285) Uub UNUNBIUM	114 (289) Uuq UNUNQUADIUM					

Figure 1: Tableau périodique des éléments de Mendeleïev.

La ligne violette délimite les métaux des métalloïdes et non-métaux. Les métaux avec un fond turquoise sont souvent des polluants des écosystèmes et sont cités comme toxiques pour l'homme et son environnement.

D'un autre point de vue biologique, on en distingue deux types en fonction de leurs effets physiologiques et toxiques : métaux essentiels et métaux toxiques.

❖ Les métaux essentiels ou oligo-éléments sont des éléments indispensables à l'état de trace pour de nombreux processus cellulaires et qui se trouvent en proportion très faible dans les tissus biologiques (Loué, 1993). Certains métaux lourds peuvent devenir toxiques lorsque la concentration dépasse un certain seuil ; c'est le cas du cuivre (Cu), du nickel (Ni), du zinc (Zn) et du fer (Fe). Par exemple, le zinc (Zn), à la concentration du millimolaire, est un oligo-élément qui intervient dans de nombreuses réactions enzymatiques (déshydrogénases, protéinase, peptidase) et joue un rôle important dans le métabolisme des protéines, des glucides et des lipides (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

❖ Les métaux toxiques ont un caractère polluant avec des effets toxiques pour les organismes vivants même à faible concentration. Ils n'ont aucun effet bénéfique connu pour la cellule. C'est le cas du plomb (Pb), du mercure (Hg), du cadmium (Cd).

Les éléments dont le caractère essentiel pour les êtres vivants n'a pas été démontré sont appelés contaminants stricts (Tableau 1).

**Tableau 1:** Classification des oligo-éléments et des contaminants stricts chez l'homme et chez les plantes supérieures (Bargagli, 1998).

<b>Pour l'homme</b>	
Oligo-éléments à risque élevé de carence	Cu, Zn, Se, Cr, Mo
Oligo-éléments à faible risque de carence	Ni, Co, As
Contaminants stricts	Pb, Cd, Hg, Tl
<b>Pour les plantes supérieures</b>	
Eléments essentiels	B, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn
Eléments bénéfiques	Cl, Cr, F, I, Li, Na, Ni, Rb, Se, Si, Sr, Ti, V
Contaminants stricts	Br, Cd, Pb, Hg

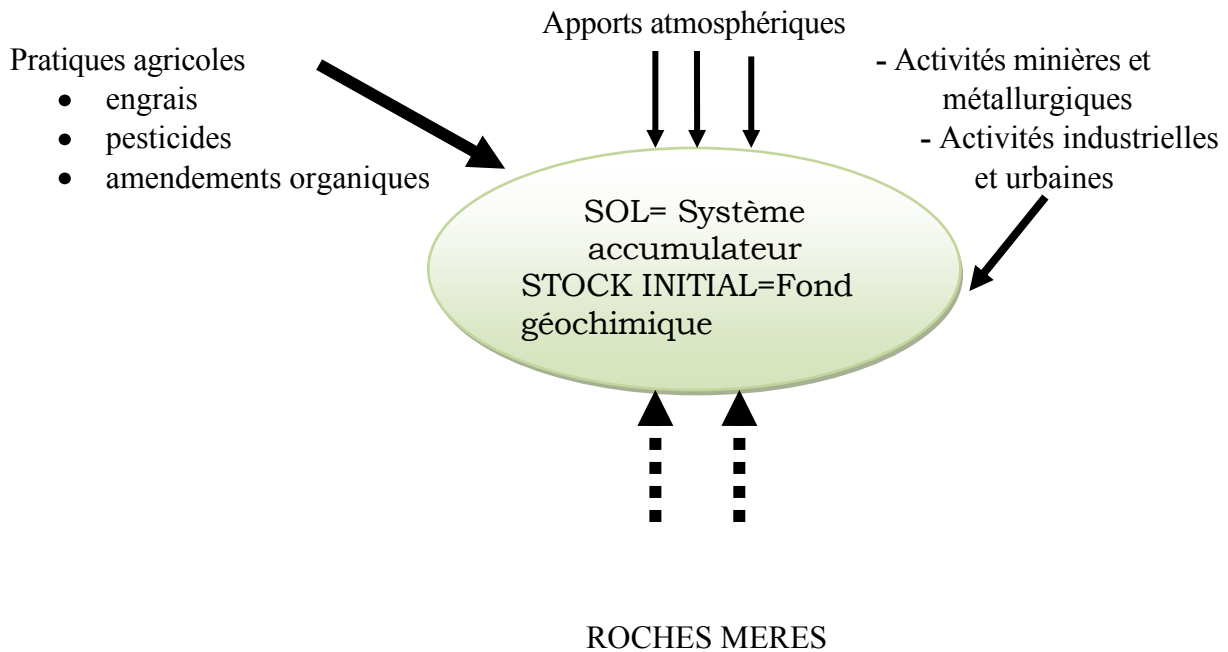
Le terme métaux lourds, implique aussi une notion de toxicité. Le terme éléments traces métalliques est aussi utilisé pour décrire ces mêmes éléments, car ils se retrouvent souvent en très faible quantité dans l'environnement (Baker et Walker, 1990).

## 1.2. Origine de la contamination des sols par les métaux lourds

La pollution métallique des sols due à des activités humaines (agricoles, domestiques et industrielles) est souvent citée dans les médias et la bibliographie scientifique. Cependant,

les métaux existent naturellement dans les sols car ils sont présents dans la roche mère qui subit notamment des phénomènes d'érosion et d'altération (Figure 2).

Les métaux lourds comme le plomb, le cadmium, le cuivre et le mercure ne peuvent pas être biodégradés et donc persistent pendant de longues périodes dans le sol ; ce qui constitue un sérieux problème.



**Figure 2:** Origines des métaux lourds dans le sol (Robert et Juste, 1999)

### 1.2.1. Origines naturelles

Le fond pédo-géochimique naturel (FPGN) d'un sol est la concentration naturelle d'une substance dans un horizon de sol, résultant uniquement de l'évolution géologique et pédologique, à l'exclusion de tout apport d'origine anthropique. D'un point à un autre d'un territoire, ce FPGN peut varier très largement, en fonction de la nature du matériau parental (héritage) et du type de sol qui s'y est développé (Baize, 2000).

### 1.2.2. Origines anthropiques

Les sols sont soumis à des apports de métaux lourds plus ou moins importants résultant de l'activité humaine. Au cours des décennies dernières, l'apport de métaux lourds au

sol dans le monde s'est étendu. De nos jours, on l'estime à 22000 tonnes de cadmium, 939000 tonnes de cuivre, 783000 tonnes de plomb et 1350000 tonnes de zinc (Singh et *al.*, 2003). Les principaux types de pollutions anthropiques responsables de l'augmentation des flux de métaux, sont la pollution atmosphérique (rejets urbains et industriels), la pollution liée aux activités agricoles et la pollution industrielle.

- ✓ Les apports en métaux lourds peuvent venir de l'agriculture de par les impuretés présentes dans les engrais, les amendements calcaires, les fumiers, les lisiers (Franklin et *al.*, 2005). Ces apports peuvent aussi résulter d'une activité urbaine, industrielle (déchets d'entreprises agro-alimentaires, boues de stations d'épuration, composts, déchets urbains) ou minière. Selon IFEN (2002), l'épandage de déchets urbains contribue à augmenter de 7% le Cd (soit 68 tonnes/an), 5% le Cu (soit 5.300 tonnes/an), 28% le Zn (soit 3.200 tonnes/an) et 3% le Pb (soit 8.300 tonnes/an) dans les sols en France.
- ✓ Les pollutions atmosphériques sont représentées par les apports diffus aériens d'origine lointaine. Il s'agit des poussières et aérosols provenant des chauffages, des activités industrielles, des moteurs automobiles (Sezgin et *al.*, 2004). Ces apports se déposent aussi bien sur des cultures maraîchères que sur des forêts et prairies ou encore dans les jardins des particuliers. Ceux-ci sont véhiculés par les gouttes de pluie, le brouillard, les poussières.
- ✓ Les apports industriels en métaux lourds proviennent des produits chimiques divers (industrie chimiques), les matières radioactives (centrales nucléaires, traitements des déchets radioactifs) et la métallurgie (Godin et *al.*, 1985).

### **1.3. Pollution par les métaux lourds**

#### **1.3.1. Cas du cadmium**

Le Cadmium, est un élément du groupe IIB du tableau périodique de masse atomique 112,41 g/mol. C'est un polluant ubiquitaire classé 7ème parmi les 20 principaux toxiques, en raison de son influence négative sur les systèmes enzymatiques cellulaires (Sanita Di Toppi et Gabrielli, 1999). Le cadmium est un élément non nécessaire pour les plantes et il est hautement toxique (Michel, 2009). Sa toxicité est considérée de 2 à 20 fois plus élevée que

celle des autres métaux lourds (Das et *al.*, 1997). Les apports anthropiques de Cd résultent de trois groupes d'activités (Baize, 1997) :

- ✓ les épandages et les amendements agricoles : le Cd peut être assez abondant dans les engrais phosphatés et atteindre 10 g de Cd/ha (Loganathan et Hedley, 1997). Il est également apporté par l'épandage de déchets d'élevage et lors du chaulage,
- ✓ les sources industrielles : le Cd est un sous-produit du raffinage du Zn et peut être libéré lors de la métallurgie du Fe et de l'acier et lors de l'affinage du Pb,
- ✓ de nombreuses activités urbaines et le trafic routier libèrent du Cd dans l'environnement : incinération des déchets domestiques, combustion des carburants fossiles, boues des stations d'épuration, usure des pneus de voitures, piles.

Le Cd n'existe pas à l'état natif. Son minerai, la greenockite CdS est très rare. Cependant, le Cd est présent dans presque tous les minerais de Zn. Il est également présent dans les minerais de Pb et de Cu ainsi que dans les phosphates naturels. La mobilité du Cd dans les sols dépend fortement du pH, un pH acide favorisant la phytodisponibilité de celui-ci.

Les teneurs toxiques de cadmium pour les plantes sensibles sont de 5 à 10 mg/kg MS et les teneurs critiques sont de 10 à 20 mg/kg de MS ([www.ademe.fr](http://www.ademe.fr)). Une plante est dite hyperaccumulatrice de cadmium pour des concentrations supérieures ou égales à 0,01 % des concentrations en zinc chez un hyperaccumulateur de zinc ([www.ademe.fr](http://www.ademe.fr)).

### **1.3.2. Cas du cuivre**

Le cuivre, est un élément du groupe IB du tableau périodique, de masse atomique 63,546 g/mol. Les oligo-éléments comme Cu, sont des éléments indispensables à la vie mais qui se trouvent présents en proportion très faibles dans les tissus biologiques (Loué, 1993). En 1930, le Cu a été reconnu élément trace essentiel pour les plantes (Alloway, 1995).

Lorsque la teneur en Cu augmente dans le sol, la teneur en Cu observée dans la plante peut atteindre une concentration critique, variable selon l'espèce végétale, à partir de laquelle apparaissent des symptômes de phytotoxicité (Marschner 1995). Reuter et Robinson (1997) indique que le seuil de toxicité en Cu est atteint à partir d'une concentration en Cu de 15 à 30 mg/kg MS dans les feuilles de plantes cultivées. Or, dans les mêmes conditions, ces plantes accumulent dans leurs racines des concentrations allant jusqu'à 500 mg/kg MS de Cu (Marschner, 1995). Les principales sources de contamination en Cu sont les épandages agricoles.



### 1.3.3. Cas du plomb

Le plomb, élément du groupe IVA du tableau périodique, de masse atomique 207,2 g/mol, possède une densité élevée de 11,3 g/cm<sup>3</sup>. Le plomb possède un point de fusion de 327°C et sa température d'ébullition est d'environ 1700 °C. Il est difficilement détruit et non dégradable (Morlot, 1996). Dans le sol, le Pb peut se retrouver sous forme ionique, dissoute ou liée plus ou moins fortement aux particules (Raskin et Ensley, 2000).

L'accumulation de Pb, provenant des retombées atmosphériques ou de déchets contaminés déposés sur le sol, se fait principalement dans les horizons de surface (Sterckeman et al., 2000) et plus précisément dans les horizons riches en matière organique. Etant principalement associé aux argiles, aux oxydes, aux hydroxydes de fer et à la matière organique, il n'est mobile que lorsqu'il forme des complexes organiques solubles et/ou que le sol a dépassé sa capacité d'absorption pour le Pb (Morlot, 1996; Raskin et Ensley, 2000).

Les apports anthropiques de Pb résultent de cinq groupes d'activités (Baize, 1997) :

- ✓ les sources principales sont liées à l'utilisation de composés organo-métalliques comme anti-détonnants dans les moteurs à explosion. Le métal est alors rejeté par les gaz d'échappement,
- ✓ les sources industrielles : libération de Pb par les usines de traitement du minerai ou lors de recyclage des batteries,
- ✓ les déblais des mines et les poussières des crassiers,
- ✓ les boues de stations d'épuration,
- ✓ certains pesticides étaient fabriqués à base de Pb.

La teneur en Pb est également proportionnelle à la teneur en argile. Le Pb est un des polluants métalliques les moins mobiles dans le sol car il est très fortement lié aux matières organiques.

### 1.3.4. Cas du zinc

Le zinc, élément du groupe IIB du tableau périodique, de masse atomique 65,38 g/mol, possède une densité élevée de 7,14 g.cm<sup>-3</sup>.

Le zinc est un élément essentiel pour les êtres vivants car il joue un rôle majeur dans le métabolisme cellulaire. On estime, par exemple, que 12 à 50 % du zinc intracellulaire est impliqué dans la machinerie de transcription et de traduction (Finney et O'Halloran, 2003).

Bien qu'essentiel au métabolisme cellulaire, le zinc peut avoir des effets toxiques aux fortes concentrations. Chez les plantes, la teneur en zinc varie entre 1 et 400 mg par gramme de matière sèche (Marschner, 1995). Le zinc est absorbé grâce à des transporteurs d'influx de zinc appartenant à la famille des ZIP (Zinc-regulated transporter Iron-regulated transporter-like Proteins, Fox et Guerinot, 1998).

Les apports anthropiques de Zn résultent de trois groupes d'activités majeures (Baize, 1997) :

- ✓ les sources minières et industrielles : traitement du minerai, raffinage, galvanisation du fer, gouttières, toitures, fabrication de piles électriques, pigments, matières plastiques, caoutchouc,
- ✓ les épandages agricoles : on retrouve le Zn en abondance dans les lisiers car le Zn est un constituant de l'alimentation des porcs,
- ✓ de nombreuses activités urbaines et le trafic routier libèrent du Zn dans l'environnement : toitures, gouttières, usure des pneus de voitures, incinération des déchets domestiques

## **II. Comportement des métaux dans le sol**

### **2.1. Facteurs liés au sol intervenant dans la biodisponibilité des métaux lourds**

La répartition des métaux lourds entre la phase solide et la phase liquide du sol est fortement influencée par les propriétés du sol telles que le pH, la teneur en matière organique, la force ionique de la solution du sol, les oxydes de Mn et de Fe, le potentiel redox et la nature des surfaces de sorption du sol (Aude, 2009). Nous ne verrons ici que les facteurs qui influencent le plus la biodisponibilité des métaux pour les végétaux (Tableau 2).

**Tableau 2:** Principaux facteurs liés au sol et contrôlant le transfert des métaux lourds du sol vers le végétal (Leschber et *al.*, 1984).

		Transfert très faible	Transfert faible	Transfert moyen	Transfert élevé	Transfert très élevé
<b>pH</b>	neutre-alkalin	Cr, Hg, Cu, Ni, Co	Pb, Zn, Cd, Tl, As			Se, Mo
	Acide	Se, Mo		Cr, As, Cu, Pb	Zn, Cd, Hg, Co, Ni, Tl	
<b>Eh</b>	Oxydant	Cr	Pb	Cu, Co, Hg, Ni, Zn, Cd, As	Mo, Se	
	Réducteur	Cr, Hg, Cu, Se, Mo, Cd, Pb, As	Zn, Co, Ni			
<b>CEC</b>	Elevée	Cu, Ni, Pb	As, Co, Cr, Hg, Ni, Tl, Cd, Mo, Se, Zn			
	Faible				As, Co, Cr, Hg, Ni, Tl, Cd, Mo, Se, Zn	Cu, Ni, Pb

CEC= capacité d'échange cationique

Eh= potentiel d'oxydo-réduction.

### 2.1.1. Définition de la biodisponibilité des métaux et de la phytodisponibilité

La biodisponibilité est l'aptitude d'un élément à être transféré d'un compartiment quelconque du sol vers un organisme vivant (bactérie, végétal, mésofaune) (Juste, 1988). La biodisponibilité permet d'évaluer à la fois le danger et le risque d'une contamination (Peijnenburg et *al.*, 2007).

La phytodisponibilité peut être définie comme l'aptitude d'un élément à être transféré vers la plante durant son développement. Certains facteurs sont connus pour affecter la solubilité et la phytodisponibilité des métaux lourds. C'est le cas notamment des caractéristiques chimiques des métaux, de leurs teneurs, du pH, de la CEC, du potentiel redox, de la texture du sol, de sa teneur en argile et en matière organique. La température du sol peut également avoir une influence sur l'accumulation des métaux lourds dans les cultures (Prasad, 2004).

### 2.1.2. Influence du pH

Le pH constitue un facteur dont le rôle est crucial pour la mobilité des ions métalliques, car il influence le nombre de charges négatives pouvant être mises en solution (McLaughlin, *et al.*, 2000). Les protons proviennent majoritairement de la respiration végétale et microbienne, ainsi que de l'oxydation des sulfures. A l'inverse, ils sont consommés par l'hydrolyse des minéraux altérables. D'une façon générale, lorsque le pH augmente, les cations sont moins solubles et les anions sont plus solubles (Blanchard, 2000).

De plus, l'augmentation de pH induit souvent la formation d'espèces précipitées qui peuvent limiter la solubilité et la biodisponibilité de toutes les espèces ioniques (Deneux-Mustin *et al.*, 2003). Cependant, elle entraîne également la dissolution de matières organiques et la formation consécutive de complexes organo-métalliques plus solubles (Chaignon, 2001). Les variations de pH ont donc des conséquences complexes et parfois contraires sur la mobilité des métaux lourds, en particulier en présence de ligands organiques et inorganiques.

### 2.1.3. Potentiel d'oxydo-réduction (Eh)

Le potentiel redox (Eh) permet de caractériser les échanges d'électrons entre les espèces chimiques. Ainsi, les formes oxydées prédominent pour un potentiel redox élevé, alors que les faibles valeurs favorisent l'apparition d'espèces réduites. Les valeurs les plus courantes du potentiel redox dans les sols naturels sont comprises entre -200 et 400 mV, domaine de potentiel qui recouvre des degrés d'oxydation variés de nombreuses espèces en solution, influant ainsi directement ou indirectement sur la mobilité des métaux qui constituent ces espèces minérales. Le  $\text{Cr}^{3+}$  peut ainsi subir une oxydation directe en  $\text{Cr}^{6+}$ , plus mobile et plus toxique.

De plus, la modification du degré d'oxydation des ligands ou des éléments se liant avec le métal influence indirectement la solubilité des métaux lourds. En conditions réductrices, les sulfates sont réduits en sulfures qui piègent volontiers les éléments chalcophiles tels que Fe, Zn, Pb, Cd (Deneux-Mustin *et al.*, 2003). D'autre part, la dissolution des (hydro)oxydes est favorisée entraînant de manière opposée la solubilisation des métaux associés (Chaignon, 2001).

#### **2.1.4. Capacité d'échange cationique (CEC)**

La CEC correspond à la quantité de charges positives portées par les cations susceptibles d'être fixés, de façon réversible, sur les sites chargés négativement de certains constituants du sol. On distingue les sites à charges permanentes dont le nombre varie peu avec les conditions de milieu (minéraux philliteux) et les sites à charges variables (matière organique) dont la quantité est fortement liée au pH. Une CEC élevée indique que la possibilité de fixation sur les charges négatives augmente. Plus la CEC est élevée, plus les cations métalliques (Cd, Pb, Cr, Co, Zn, Hg, Cu, Tl) sont adsorbés ou complexés par les matières organiques, les argiles et les oxydes donc moins assimilables par les plantes (Tableau 2).

#### **2.2. Interactions entre métaux**

Les éléments présents dans la rhizosphère vont interagir entre eux de deux façons : par interaction négative ou positive. Un élément peut soit stimuler, soit inhiber l'absorption d'un autre élément. Il se peut aussi que l'absence d'un élément aggrave la toxicité d'un autre élément. De plus, l'effet physiologique combiné de deux éléments (ou plus) peut être plus grand (interactions synergiques) ou plus petit (interactions antagonistes) que la somme des effets physiologiques séparés de chaque élément (Bargagli, 1998).

Les éléments nutritifs tels que le Mg, le Ca et le P peuvent inhiber l'absorption des métaux lourds et vice-versa. En effet, ceux-ci peuvent entrer en compétition pour des mécanismes de transport communs et utiliser les mêmes protéines de transport.

Les phosphates, quand ils sont présents en grande quantité, ont tendance à inhiber l'absorption du Zn et du Cd. Le P interfère également avec l'Al (Prasad, 2004).

L'effet du Ca sur les métaux lourds dépend des espèces, en effet il n'y a pas d'effet du Ca sur le prélèvement racinaire du Cd chez la betterave alors qu'il augmente l'absorption de Cd chez le bouleau et diminue son absorption chez le saule (Prasad, 2004).

Le Zn diminue l'absorption du Cd. Cependant, la teneur en Zn chez certaines espèces décroît lorsque l'absorption de Cd, Pb et Cu augmente (Prasad, 2004).

## CHAPITRE II. LES COMPOSANTES BIOLOGIQUES TESTEES

### I. *Vetiveria nigriflora* (Benth.)

#### 1.1. Présentation

Les vétivers sont les *Poaceae* appartenant au genre *Vetiveria* et reclassés depuis 2000 dans le genre *Chrysopogon*. Il existe une douzaine d'espèces poussant dans les zones tropicales, mais la plus connue est *Vetiveria zizanioides* dans le sous continent indien. Les espèces *Vetiveria nigriflora* originaire d'Afrique Australe et *Vetiveria nemoralis* d'Asie du Sud-Est sont les plus cultivées (Kon et Lim, 1991). L'espèce utilisée pour cette étude est *Vetiveria nigriflora* (Photo 1).

#### 1.2. Caractéristiques

##### 1.2.1. Caractéristiques morphologiques

*Vetiveria nigriflora* ne possède pas de stolons et est doté de rhizomes de très petits tailles ainsi qu'un système racinaire massif capable de croître très rapidement et pouvant atteindre des profondeurs allant jusqu'à trois mètres.

Les nouvelles pousses émergent de la base et les nouvelles racines se développent à partir des nodosités. Hautes de 1 à 3 mètres, droites et très nombreuses, les tiges de *Vetiveria nigriflora* poussent rapidement.



**Photo 1:** La plante de *Vetiveria nigriflora* (Source : cliché I. Senou)

### **1.2.2. Caractéristiques écologiques**

Le vétiver est une plante rustique. Il pousse sur une grande variété de conditions écologiques. La plante pousse à la fois sur un sol très acide (pH = 4) et un sol alcalin (pH = 1) (Hengchaovanich et Nilaweera, 1996). Il préfère les milieux humides mais peut également prospérer en zone sèche et se développe bien en pleine lumière.

Une des caractéristiques les plus importantes du vétiver est que la plante occupe très peu de place et ne concurrence pas les autres cultures adjacentes.

### **1.2.3. Caractéristiques physiologiques**

Les vétivers résistent aux variations climatiques extrêmes telles qu'une sécheresse prolongée, des inondations, des submersions ainsi que des températures extrêmes allant de 14 à 55°C (Truong et Baker, 1998).

Ils ont l'aptitude de recroître très rapidement après avoir été touchés par la salinité et d'autres mauvaises conditions chimiques du sol (sodium, acidité, etc...) lorsque le climat s'améliore ou que des améliorants de sol ont été rajoutés (Truong et Baker, 1996).

Les vétivers ont montré une forte tolérance à certains métaux lourds (Al, As, Cd, Cu, Cr, Pb, Zn, etc...) dans les sols (Truong et Baker, 1997).

### **1.2.4. Usages de vétiver**

Des études préliminaires de Truong et Baker (1998) menées en Thaïlande ont permis de conclure que la plantation en rangées de haies de vétiver permettrait de capter les substances agrochimiques, notamment les pesticides, et d'éviter qu'elles ne se propagent dans le milieu environnant. En Afrique du sud, le vétiver est employé pour drainer les affluents miniers toxiques (Truong, 1997). Ces haies de vétiver pourraient limiter le transfert de polluants tels que les pesticides ou les métaux vers les eaux de surface, et donc limiteraient leur accumulation dans les écosystèmes. Plusieurs études ont prouvé également la capacité du vétiver à accumuler les métaux lourds dans ses parties aériennes (Truong et Baker, 1996 ; Chen et *al.*, 2000) dans les parties aériennes après phytoremediation sur des terres contaminées.

Les agriculteurs du sud de l'Inde et du Nigeria le plantent pour délimiter leurs parcelles, et on s'est aperçu depuis quelques années que cette pratique permettait de limiter l'érosion des sols (Gray, 1994). Des agriculteurs tirent profit des profondes racines du vétiver pour prévenir l'érosion des sols et retenir la terre dans les champs, le long des fossés, sur les berges des canaux ou sur les flancs des collines.

Planté en haies serrées pour délimiter les parcelles, le vétiver assure la stabilité des terrains et empêche la destruction des sols par ravinement lors des fortes pluies, constituant en cela une arme de choix dans la lutte contre la désertification (Truong, 1999). Son usage permet également de conserver l'humidité nécessaire aux cultures car ses profondes racines favorisent l'infiltration des eaux de pluie et préviennent leur ruissellement. Ceci est un impact certain sur le renouvellement des nappes phréatiques.

C'est surtout les racines du vétiver que les Européens connaissaient: après distillation, elles fournissent en parfumerie une essence appartenant à la famille olfactive des fougères, très utilisée comme note de fond dans les parfums.

Le vétiver est également connu pour ses propriétés médicinales. En outre, le vétiver peut être utilisé pour les chaumes et peut servir d'aliment pour les animaux.

## **II. *Oxytenanthera abyssinica* (A. Rich.) Munro**

### **2.1. Présentation**

Les bambous sont des plantes monocotylédones appartenant à la famille des *Poaceae*. Ils constituent la sous-famille des *Bambusoideae* qui compte environ 80 genres et plus de 1200 espèces. Parmi les 80 genres, 20 sont beaucoup plus représentés.

### **2.2. Caractéristiques**

#### **2.2.1. Caractéristiques morphologiques**

Les bambous (Photo 2) sont caractérisés par des tiges formées d'un chaume creux lignifié à la croissance très rapide. Les tiges souterraines appelées rhizomes permettent à la plante de



croître en formant des touffes plus ou moins serrées. La hauteur des tiges varie selon les espèces, de moins d'un mètre à près de dix mètres.

La feuille comprend une gaine qui enveloppe le chaume et présente à son sommet une ligule et des oreillettes plus ou moins développées. Le pétiole est assez court et le limbe très allongé à nervures parallèles. Les fleurs, plutôt rares, apparaissent à l'aisselle des feuilles, aussi bien sur des tiges jeunes que sur des tiges âgées. Les fleurs sont groupées en épillets. Les racines sont adventives et se développent autour des nœuds du rhizome.



**Photo 2:** La plante de *Oxytenanthera abyssinica* (Source : cliché I. Senou)

### **2.2.2. Caractéristiques écologiques et multiplication du bambou**

Le bambou est une plante graminée ligneuse au même titre que le blé ou le maïs dont la croissance est excessivement rapide. La culture de bambou ne nécessite pas d'engrais ni de traitements phytosanitaires. Suivant l'endroit où il pousse, la nature du terrain, le climat, l'altitude, il peut être très différent de taille, de forme, voire de couleur.

Compte tenu de la floraison aléatoire du bambou, la culture moderne se fait par bouturage d'un morceau de rhizome conservé avec ses racines. Le bambou doit avoir environ quatre ans pour pouvoir être bouturé efficacement. Les jeunes plants demandent de l'ombre afin de rafraîchir les racines superficielles et les pousses tendres. Après quelques années, le feuillage suffit à apporter l'ombre nécessaire. On plante la motte de rhizomes dans une terre fraîche et

humide. Les racines et rhizomes sont envahissants et gênent le reste de la végétation. Il faut couper les tiges inutiles au ras et amender le sol si celui-ci est pauvre.

### **2.2.3. Caractéristiques physiologiques**

Le bambou est une graminée ligneuse. Il peut fixer 30 % de plus de CO<sub>2</sub> que les arbres feuillus, jusqu'à 12 tonnes de CO<sub>2</sub>/ha/an (3 tonnes pour une forêt de feuillus) et libérer donc 30 % d'oxygène de plus que des arbres (Van et *al.*, 2006).

### **2.2.4. Usages du bambou**

Les usages du bambou sont divers et sont dans certains cas fonctions de l'espèce. Le chaume du bambou est utilisé pour sa résistance et sa légèreté pour les échafaudages des gratte-ciel. Les pousses de certaines espèces (*Sasa*) sont comestibles. D'autres espèces sont utilisées en phytothérapie. Les bambous sont recherchés comme plantes décoratives pour leur feuillage (particulièrement ceux des *Phyllostachys*). Ils servent également à la confection d'objets divers: meubles, parquets, cannes à pêche, arcs, instruments de musiques à vent ou à percussion, ustensiles divers (vases, pots à tabac, étuis, paniers...). On l'utilise pour l'élimination de certaines toxines du sol (phyto-remédiation) (Van et *al.*, 2006).

## **III. *Lantana camara* (Linn.)**

### **3.1. Présentation**

*Lantana camara* ou thé de Gambie (Photo 3) est un petit arbuste persistant de port buissonnant de la famille des *Verbenaceae*, originaire des régions tropicales.

### **3.2. Caractéristiques**

#### **3.2.1. Caractéristiques morphologiques**

*Lantana camara* atteint une hauteur de 0,5 à 2 m. Il a la forme d'un arbuste arrondi ou étalé. Les fleurs (Photo 4) regroupées en panicules d'environ 5 cm de diamètre, sont de couleurs diverses en fonction des variétés. Elles peuvent être blanches, jaunes, oranges,

rouges, roses, voire de plusieurs couleurs simultanément. De plus, les couleurs changent avec l'âge de la fleur. Le feuillage du *Lantana* est semi-persistant à persistant selon les climats.

Les feuilles pointues et dentées de couleur vert-foncé présentent des nervures marquées. Elles peuvent mesurer plus de 10 cm de longueur. Les feuilles broyées dégagent une odeur agréable un peu mentholée. Les fruits (Photo 5) sont de petites baies vertes, devenant noires à maturité.



**Photo 3:** La plante de *Lantana*

**Photo 4:** Fleur de *Lantana*

**Photo 5:** Fruits de *Lantana*

(Source : cliché I. Senou)

### 3.2.2. Caractéristiques écologiques

Il est adapté aux climats subtropicaux ou tropicaux mais peut aussi être cultivé sous des climats plus doux. *L. camara* a couvert de vastes zones en Inde, en Australie et dans une grande partie de l'Afrique, jusque dans les trouées de forêt d'Afrique tropicale (Ouganda...), et jusque sur les plateaux du Kenya dans les zones ne recevant pourtant que peu de pluies ([www.issg.org/database/species/ecology.asp](http://www.issg.org/database/species/ecology.asp)).

Les graines étant dispersées par les oiseaux, quand la plante est introduite quelque part, elle peut se propager rapidement si le milieu lui convient. Dans les serres, *L. camara* est connue pour attirer les mouches blanches. En Inde, elle porte des fruits toute l'année et cela semble avoir un impact sur les communautés d'oiseaux (Aravind et *al.*, 2010).

### **3.2.3. Caractéristiques physiologiques**

Le *Lantana* requiert les expositions suivantes : mi-ombre, lumière, soleil (Ghisalberti, 2000). Le plein soleil favorise sa floraison. Quand les conditions de milieu s'y prêtent, cette plante peut cependant devenir invasive et poser des problèmes de toxicité pour la faune herbivore, y compris domestique, ou pour les enfants.

### **3.2.4. Usages de *Lantana camara***

Localement, on l'utilise pour son bois qui sert à la fabrication des mobiliers de maison, tel que tables et chaises fabriquées à partir des tiges, balais par assemblage de ses petites branches. L'extrait méthanolique des feuilles de *Lantana camara* semble faciliter la cicatrisation d'ulcères gastriques et empêcher le développement d'ulcères duodénaux chez le rat (Sathisha et al., 2011). Des extraits des feuilles fraîches ont un effet antibactérien et sont traditionnellement considérées comme ayant des vertus antipyrétiques, carminatives et utiles pour le traitement d'infections respiratoires (Barreto et al., 2010).

## **VI. *Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf**

### **4.1. Présentation**

*Cymbopogon citratus* ou citronnelle est une plante herbacée tropicale de la famille de *Poaceae*, cultivée pour ses tiges et feuilles aux qualités aromatiques (à goût de citron). Le genre *Cymbopogon* comprend une cinquantaine d'espèces originaires d'Asie, dont certaines sont depuis très longtemps introduites et naturalisées dans tout le monde intertropical du fait de leurs excellentes aptitudes aromatiques culinaires et médicinales (Baldacchino et al., 2013).

### **4.2. Caractéristiques**

#### **4.2.1. Caractéristiques morphologiques**

Les feuilles linéaires et dressées peuvent atteindre 90 cm à 2 m de long, à bords rugueux et coupants, de couleur verte bleutée assez pâle (Photo 6). Les Tiges sont creuses, bulbeuses à la base et enveloppées dans la gaine des feuilles. C'est une plante vivace par ses rhizomes.



**Photo 6:** Plante de *Cymbopogon citratus*  
(Source : cliché I. Senou)

#### **4.2.2. Caractéristiques écologiques et physiologiques**

Un substrat humide à tendance sablonneuse, de préférence légèrement enrichi, lui garantira une croissance optimale. On peut la cultiver en pleine terre ou en pot. La multiplication se fait par division de touffes. Plante non rustique en climat tempéré, la citronnelle nécessite un arrosage relativement abondant.

#### **4.2.3. Usages de *Cymbopogon citratus***

En Afrique centrale, la citronnelle est le plus souvent plantée aux alentours des maisons car son odeur repousse les moustiques. Au nord du Maroc, elle est utilisée pour aromatiser le thé vert à la menthe. Ses feuilles séchées sont aussi très utilisées dans la cuisine indonésienne et chinoise pour les marinades de poisson ou les viandes grillées. On la retrouve également, fraîche, dans quelques recettes françaises.

On en extrait également une huile essentielle utilisée contre les moustiques. Cette huile essentielle a aussi été proposée pour éloigner les mouches charbonneuses qui piquent les animaux domestiques (Baldacchino et *al.*, 2013).

## V. *Barleria repens* (Ness)

Le genre *Barleria* (Photo 7) appartient à la famille des *Acanthaceae* et comprend environ 120 espèces. On les rencontre en Afrique et dans les régions tropicales d'Asie.

La plupart sont des arbustes touffus dont la hauteur peu atteindre 0,7 m. Elle se multiplie facilement par boutures. *B. repens* se développe mieux sous une bonne lumière et sur un sol bien drainé avec beaucoup de compost et d'autres matières organiques.



**Photo 7:** Plante de *Barleria repens*

(Source : cliché I. Senou)

## **CHAPITRE III. TECHNIQUES DE DEPOLLUTION DES SOLS**

Il existe plusieurs méthodes de dépollution des sols. Les méthodes physico-chimiques présentent l'inconvénient d'être coûteuses et lourdes à mettre en œuvre (Gadd, 2000). De plus, elles perturbent fortement l'activité biologique des sols et altèrent leur structure physique. Le besoin de nouvelles techniques économiquement compétitives et pouvant préserver les caractéristiques du sol s'est fait sentir et l'utilisation des biotechnologies s'est avérée être une alternative intéressante. La capacité de certaines plantes à tolérer ou même à accumuler des métaux a permis d'ouvrir de nouvelles voies de recherche sur le traitement des sols: on parle de phytoremédiation.

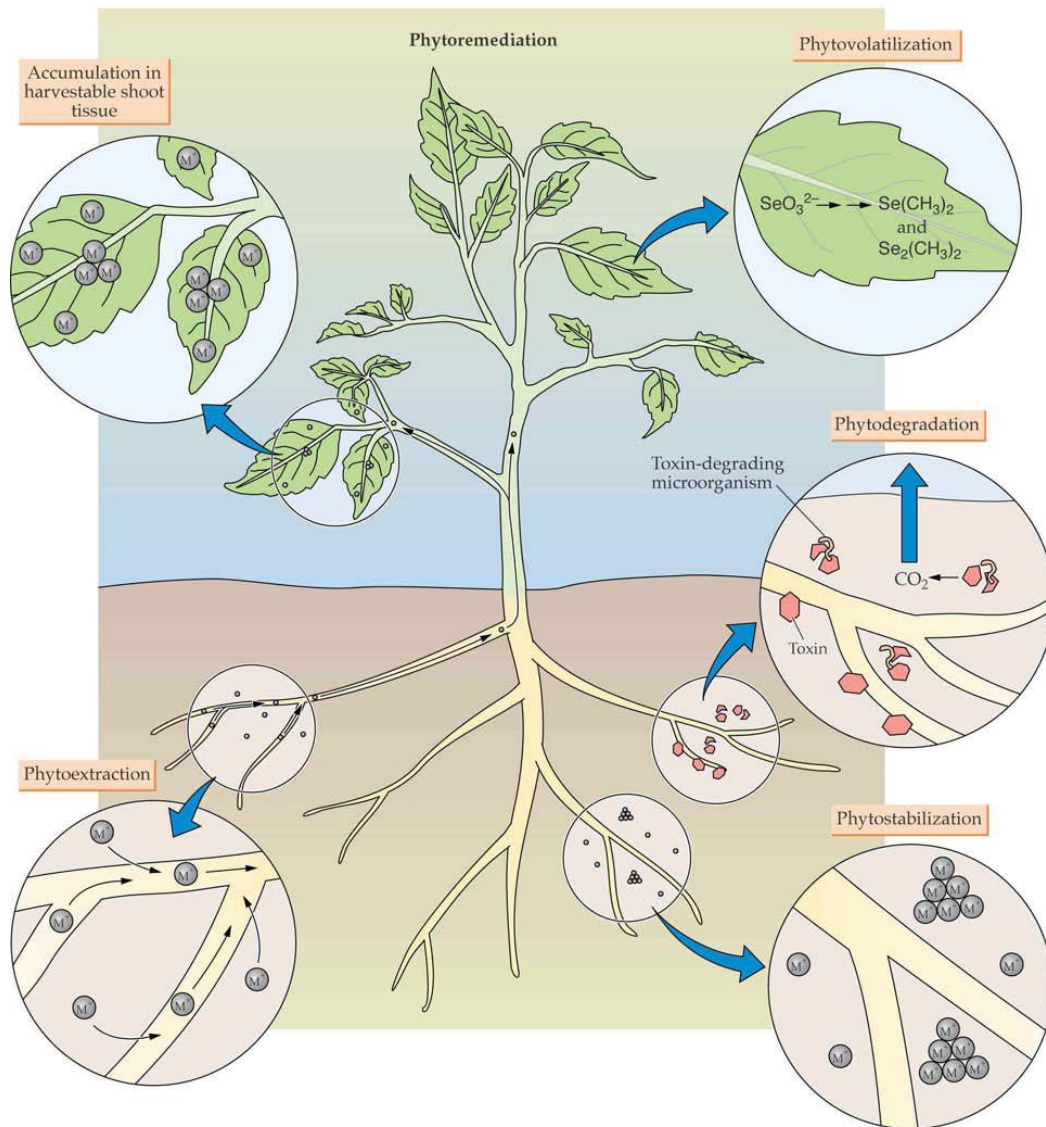
### **I. Définition de la phytoremédiation**

L'idée d'utiliser des plantes pour extraire les métaux lourds et leurs composantes fut introduite en 1983, mais le principe est connu depuis 300 ans (Henry, 2000). C'est dans les années 90 que le concept de la remédiation (bio et phytoremédiation) émerge comme une nouvelle technologie qui utilise les plantes vertes et des microorganismes associés (bactéries, champignons) pour le nettoyage d'un environnement pollué par les métaux, les métalloïdes, les radionucléides et les xénobiotiques organiques (Smits et Freeman, 2006).

La phytoremédiation est définie comme l'utilisation de plantes pour absorber, dégrader ou immobiliser les contaminants du sol. Cette technique est considérée comme très prometteuse pour la remédiation des sites pollués (Garbisu et Alkorta, 2001). Elle peut être utilisée pour dépolluer des surfaces contaminées par des polluants qui sont présents dans le sol, dans l'air et dans l'eau (Salt et *al.*, 1998). En effet, les coûts de la croissance d'une culture sont minimes comparés au fait d'éliminer et de remplacer la terre.

### **II. Techniques de phytoremédiation**

Il existe plusieurs classifications pour les techniques de phytoremédiation. Nous citons ici les plus employées (Figure 3).



**Figure 3:** Les différents types de phytoremédiation (Buchanan et *al.*, 2002).

## 2.1. Phytoextraction

La phytoextraction est l'utilisation de plantes pour absorber les contaminants du sol par leurs racines et les transporter jusqu'à leurs parties aériennes (Banuelos et *al.*, 1999). C'est la technique de phytoremédiation la plus connue. Parfois les termes de phytoremédiation et de phytoextraction sont utilisés comme s'ils étaient synonymes. En pratique, les plantes accumulatrices sont plantées ou transférées sur des sols pollués et sont cultivées selon les pratiques agricoles adaptées à l'espèce. Si la biodisponibilité des métaux dans le sol n'est pas satisfaisante il est possible d'augmenter celle-ci via des agents chélatants ou acidifiants (Lasat



et *al.*, 1998). Il reste à déterminer le devenir de ces parties aériennes qui ont accumulé les métaux une fois que la plante aura atteint son optimum de croissance. Des recherches sur le sujet montrent que l'incinération de ces tissus réduit nettement le volume de déchets par rapport aux autres techniques de remédiation (Kumar et *al.*, 1995). Dans le cas des métaux précieux, ces cendres peuvent être facilement revalorisées, on parle dans ce cas de phytomining (Brooks et *al.*, 1998).

Pour atteindre des niveaux acceptables d'accumulation il faudra attendre plusieurs cycles de végétation et cela représente le principal inconvénient de cette technique (Kumar et *al.*, 1995). C'est pourquoi la phytoextraction n'est applicable que pour des sols modérément pollués. L'efficacité de dépollution dépend à la fois de la teneur initiale en métaux, mais également de la durée nécessaire pour produire une biomasse suffisante et de l'efficacité d'absorption des métaux par la plante qui dépend également de la biodisponibilité de ces métaux. On estime qu'il faut entre 1 et 20 ans pour décontaminer un sol modérément pollué (Blaylock et Huang, 2000).

Les plantes utilisées pour la phytoextraction doivent avoir les caractéristiques suivantes :

- ✓ tolérance à un niveau élevé de métal,
- ✓ accumulation raisonnable du métal,
- ✓ croissance rapide,
- ✓ production importante de biomasse,
- ✓ développement racinaire important.

## **2.2. Phytostabilisation**

La phytostabilisation utilise les plantes pour immobiliser les contaminants dans le sol grâce à l'absorption et l'accumulation dans les racines, l'adsorption au niveau des racines ou la précipitation dans la zone racinaire provoquant une stabilisation physique des sols.

Contrairement aux autres techniques de phytoremédiation, la phytostabilisation n'a pas pour but de décontaminer un sol mais d'en réduire les risques pour la santé humaine et l'environnement.

La phytostabilisation est surtout efficace pour les sols de texture fine avec de fortes teneurs en matière organique. Mais elle est utilisable également sur la plupart des sites contaminés en surface (Cunningham et *al.*, 1997). Cependant, cette technique n'est pas applicable à tous les sites car il arrive que la croissance et la survie des plantes ne soient pas possibles (Berti et Cunningham, 2000). Les caractéristiques des plantes adaptées à la phytostabilisation incluent une tolérance à de fortes concentrations en contaminants, une production importante de biomasse racinaire pour mobiliser les contaminants par absorption, précipitation ou réduction et une rétention des polluants au niveau des racines.

### 2.3. Rhizofiltration

La phytofiltration est l'utilisation de plantes (rhizofiltration) ou des semis (blastofiltration) pour absorber ou adsorber les polluants, surtout les métaux contenus dans les milieux aquatiques (Prasad et De Oliveira Freitas, 2003). Les racines des plantes ou les semis vont absorber, précipiter et concentrer les métaux présents dans l'eau (Dushenkov et Kapulnik, 2000). Les mécanismes impliqués dans la biosorption incluent la chemisorption, la complexation, l'échange d'ions, la micro-précipitation, l'adsorption de surface (Gardea-Torresdey et *al.*, 2005).

La rhizofiltration utilise les plantes terrestres plutôt que les plantes aquatiques car leur système racinaire est plus développé.

Certaines plantes aquatiques peuvent absorber les métaux contenus dans l'eau, c'est le cas notamment de la jacinthe d'eau *Eichhornia crassipes* (Zhu et *al.*, 1999), d'*Hydrocotyle umbellata* L. (Dierberg et *al.*, 1987) et de *Lemna minor* L. (Mo et *al.*, 1989). Cependant, ces plantes ont un potentiel de rhizofiltration limité car leur système racinaire n'est pas assez développé (Dushenkov et *al.*, 1995). La forte teneur en eau de ces plantes aquatiques est un inconvénient pour leur séchage, compostage ou encore leur incinération. Le tournesol (*Helianthus annuus*) et la moutarde d'Inde (*Brassica juncea* Czern.) sont les meilleures candidates parmi les plantes terrestres pour décontaminer les eaux. Les racines de la moutarde d'Inde sont efficaces pour l'absorption de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn alors que le tournesol absorbe le Pb (Dushenkov et *al.*, 1995), l'U, le <sup>137</sup>Cs et <sup>90</sup>Sr (Dushenkov et *al.*, 1997).

La rhizofiltration est une technologie intéressante pour le traitement des eaux de surface et des eaux souterraines contenant de faibles quantités de métaux lourds comme le Cr, le Pb et le Zn (Ensley, 2000).

## **2.4. Phytodégradation**

La phytodégradation ou phytostimulation est l'utilisation de plantes pour dégrader les polluants organiques difficilement biodégradables tels que les hydrocarbures. Les deux termes sont souvent utilisés indifféremment mais il existe une distinction. En effet, la phytodégradation est la dégradation des composés par le métabolisme de la plante alors que la phytostimulation est la stimulation de la flore du sol capable de dégrader les composés organiques. Les plantes peuvent croître sur un sol contaminé par les hydrocarbures jusqu'à un certain seuil. Une concentration de 7 tonnes par hectare permet une croissance normale de la plante et un rythme de dégradation élevé par les micro-organismes se développant dans la rhizosphère (Chaîneau et *al.*, 2000).

## **2.5. Phytovolatilisation**

Certains contaminants métalliques comme l'As, Hg et Se peuvent être présents sous forme gazeuse dans l'environnement. Il existe des plantes naturelles ou génétiquement modifiées capables d'absorber les formes élémentaires de ces métaux dans le sol et de les convertir en forme gazeuse pour les libérer dans l'atmosphère. On parle dans ce cas de phytovolatilisation. Cette technique de phytoremédiation est la plus controversée.

# **III. Avantages et limites de la technique de phytoextraction**

## **3.1. Avantages de la phytoextraction**

La technique de phytoextraction présente de nombreux intérêts, d'ordre environnemental et économique. En effet, l'activité biologique et la structure des sols sont maintenues après le traitement. En plus, le coût de la technique est bien moindre que celui des procédés physico-chimiques. D'autre part, les plantes permettent de conserver un paysage agréable (reverdissement et floraison), et aussi d'installer une communauté de microflore et de microfaune métallo-résistantes pouvant agir en synergie avec ces plantes afin d'accélérer le processus de décontamination. Les plantes peuvent être facilement surveillées et récoltées à des fins de traitement et la biomasse végétale réutilisée (Garbisu et Alkorta, 2001).

En outre, les métaux lourds peuvent aussi être récupérés et réutilisés. Enfin, cette technique biologique est facilement acceptée par le public dans le contexte de la préservation de l'environnement, du développement durable, et dans l'aspect esthétiquement plaisant de son application.

### **3.2. Limites de la phytoextraction**

Comme toute technologie de décontamination des sols, la phytoextraction comporte certaines limites avec lesquelles il faut composer. Cette idée a été initialement introduite par Baker et *al.* (1989). Malheureusement, la majorité des plantes hyperaccumulatrices présentent une faible production de biomasse et une vitesse de croissance lente demandant un investissement en temps assez important, et/ou en argent avec l'adjonction de chélateurs. En outre, l'efficacité de cette approche est conditionnelle au type de sol et de contaminants, à la concentration des contaminants, de leur distribution et à leur biodisponibilité. La concentration et le type de métaux lourds influencent la phytotoxicité, et dans certains cas, la croissance des plantes peut être réduite (Shah et *al.*, 2007). De plus, le traitement s'étend généralement sur une longue période et nécessite un suivi.

Pour pallier ces inconvénients et développer avec succès une phytoextraction, la plupart des études ont pour objectif de découvrir des plantes hyperaccumulatrices ayant une forte production de biomasse. La transformation par génie génétique des plantes sensibles à forte production de biomasse en plantes hyperaccumulatrices pourrait également être envisagée. Pour cela, il est nécessaire de comprendre les mécanismes biochimiques et moléculaires intervenant dans la réponse de la plante survenant lors d'un stress aux métaux lourds (Kärenlampi et *al.*, 2000).

## **DEUXIEME PARTIE : MATERIEL ET METHODES**

## CHAPITRE I. MATERIEL D'ETUDE

### I. Sites d'études

Les échantillons de sols ont été prélevés à Boni et à Dossi respectivement de type ferrugineux tropical et brun vertique. En effet, les sols ferrugineux tropicaux sont les plus répandus au Burkina Faso avec une proportion de 36% des sols. Les sols vertiques occupent seulement 6% des sols du pays ; ce sont des sols fertiles, et de ce fait ils sont beaucoup convoités par les producteurs. Les sols vertiques souvent situés en bas de pentes sont éventuellement les plus pollués.

Dans ces sites, la végétation est une savane arborée. Les espèces végétales rencontrées dans la zone de Boni et Dossi sont : *Vitellaria paradoxa*, *Vitellaria paradoxum*, *Detarium microcarpum*, *Anogeisus leicarpas*.

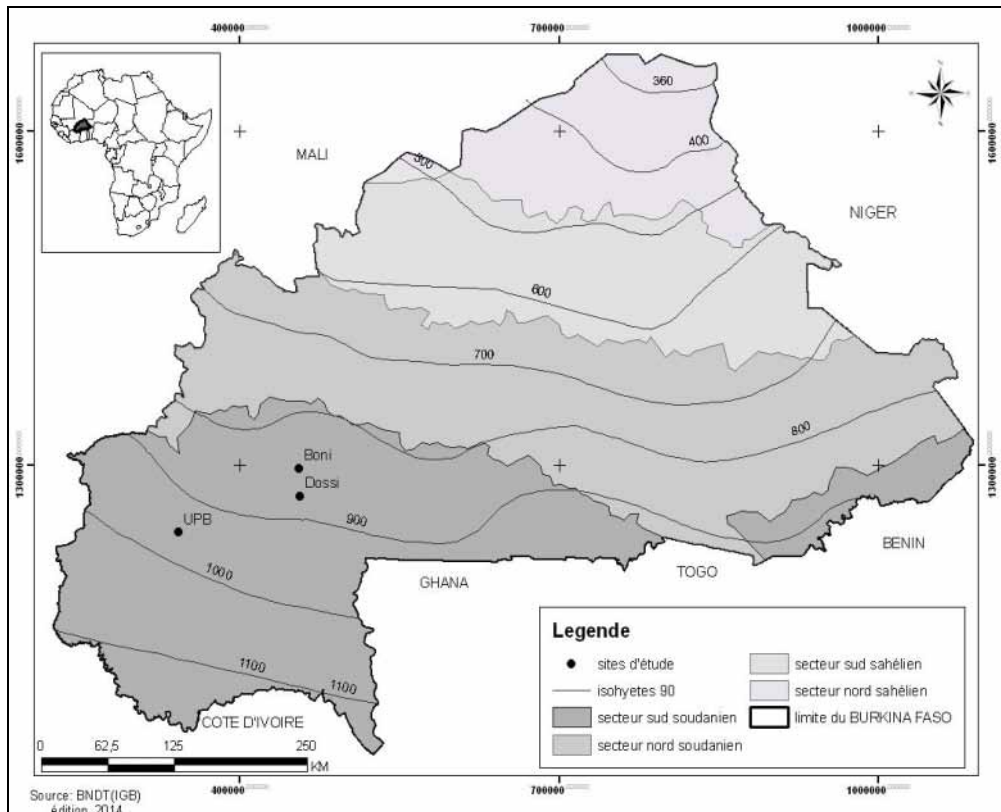
Les échantillons de sols ont été transportés à l'Institut du Développement Rural de l'Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso (UPB) où des expérimentations en vase de végétation ont été réalisées. L'Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso est située à une dizaine de kilomètres au Nord-Ouest de Bobo-Dioulasso.

Les coordonnées géographiques des sites d'études sont consignées dans le Tableau 3. La Photo 8 montre la localisation des sites d'études.

**Tableau 3** : Coordonnées géographiques des sites d'études

Sites	Latitude	Longitude	Altitude
Boni	11°35 N	3°26W	354 m
Dossi	11°26 N	3°24W	350-450 m
UPB	11°12 N	4°10'- 4°30'W	400 m

UPB : Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso



**Photo 8** : Carte de localisation des sites d'études

## II. Matériel

### 2.1. Matériel végétal utilisé

Pour notre étude, le choix est porté sur cinq espèces végétales : *Vetiveria nigratana*, *Oxytenanthera abyssinica*, *Barleria repens*, *Cymbopogon citraus* et *Lantana camara*. Ce choix se justifie par le fait que ces espèces sont citées par la littérature mais aussi parce qu'elles sont localement connues et utilisées par les populations. Ces espèces peuvent être facilement adoptées par les populations. Elles sont faciles à reproduire et présentent de multiples usages locaux.

#### 2.1.1. *Vetiveria nigratana*

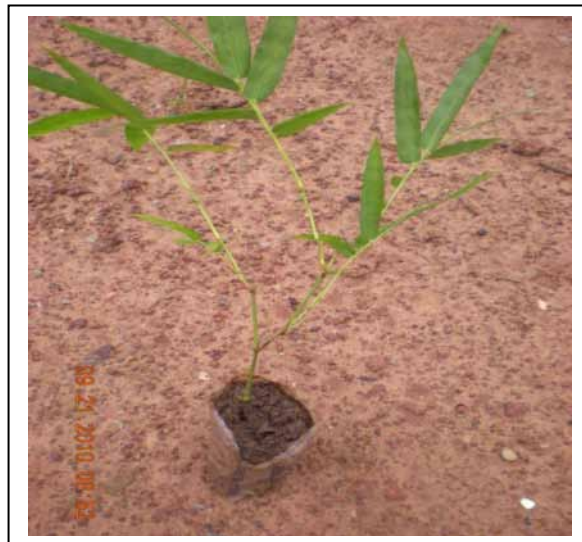
Les plants de vétiver (*Vetiveria nigratana*) proviennent d'une pépinière mise en place deux mois avant l'expérimentation. Les plants présentant le même développement morphologique ont été sélectionnés. Les plants de vétiver ont été coupés à une hauteur de 40 cm et la longueur des racines a été réduite à 8 cm (Photo 9).



**Photo 9:** Plants de vétiver (Source : cliché I. Senou)

### 2.1.2. *Oxytenanthera abyssinica*

Les plants de bambou (*Oxytenanthera abyssinica*) proviennent d'un pépiniériste. Les plants de bambou présentant 2 cm de circonférence de la tige et 30 cm de hauteur ont été sélectionnés ; la longueur de leurs racines a été réduite à 6 cm (Photo 10).



**Photo 10:** Plant de bambou (Source : cliché I. Senou)



### 2.1. 3. *Barleria repens*

Les plants de *Barleria repens* proviennent d'un pépiniériste. Les plants de *Barleria repens* (Photo 11) avaient 1,5 cm de circonférence et 40 cm de hauteur ; longueur des racines réduites à 6 cm.



**Photo 11:** Plant de *B. repens* (Source : Cliché I. Senou)

### 2.1.4. *Cymbopogon citratus*

Les plants de *Cymbopogon citratus* proviennent d'un pépiniériste. Les plants de *Cymbopogon citratus* (Photo 12) présentaient 45 cm de hauteur et 8 cm comme longueur des racines.



**Photo 12:** Plants de *C. citratus* (Source : Cliché I. Senou)

### 2.1.5. *Lantana camara*

Les plants de *Lantana camara* proviennent d'un pépiniériste. Les plants de *Lantana camara* (Photo 13) sélectionnés avaient 2,5 cm de circonférence de la tige, 50 cm de hauteur et la longueur des racines réduite à 6 cm.



**Photo 13:** Plant de *L. camara* (Source : Cliché I. Senou)

## 2.2. Sols

Les sols ont été prélevés dans les jachères (non cultivées) sur l'horizon 0-20 cm. Les sols sont de type ferrugineux tropical prélevés à Boni et brun vertiques prélevés à Dossi.

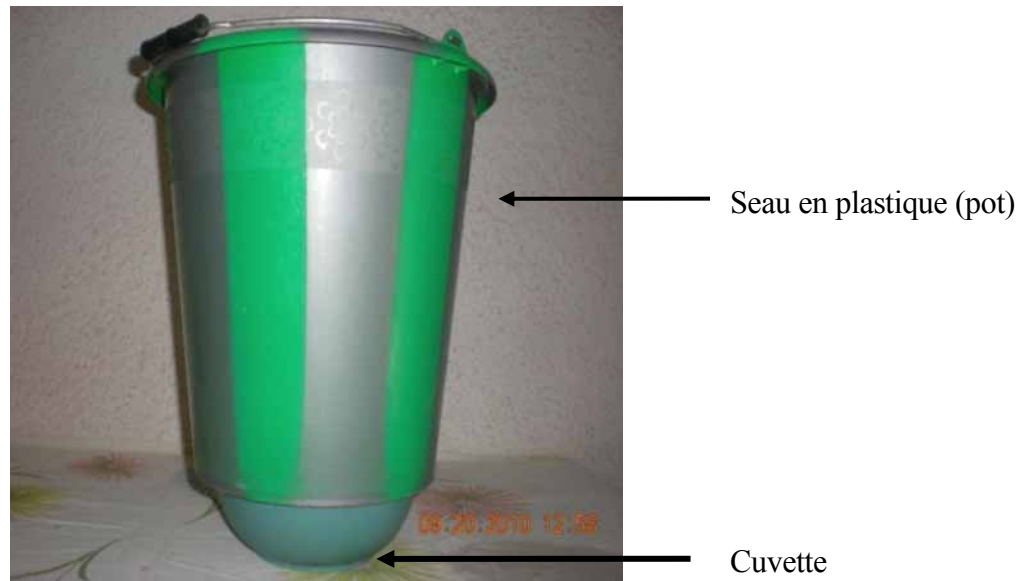
Ces deux types de sol présentent des caractéristiques physiques et chimiques différentes. En effet, les sols ferrugineux tropicaux se caractérisent surtout par leur faible teneur en argiles, en matière organique, en azote et en bases échangeables, leur faible capacité d'échange cationique, leur pH fortement à faiblement acide. Quant aux sols vertiques, ils possèdent essentiellement de fortes teneurs en argiles gonflantes, une bonne capacité de rétention en eau, une richesse minérale élevée (BU.NA.SOLs, 1985).

Les échantillons de sols ont ensuite été homogénéisés et 10 kg ont été pesés et placés dans chaque pot.

Par ailleurs, afin de tenir compte de l'hétérogénéité du milieu de prélèvements, des échantillons composites de sol ont été constitués par le mélange de 6 kg de sol prélevés dans les différents substrats pour des analyses (chimiques, microbiologiques et la composition en métaux lourds) (Cd, Cu, Pb et Zn).

### 2.3. Pots

Les pots utilisés pour les expérimentations sont des seaux en plastiques. Les pots ont un diamètre au sommet de 30 cm et un diamètre à la base de 20 cm avec une profondeur de 28 cm. Le pot a un volume de 15 litres. Les pots sont perforés pour laisser l'eau s'écouler. Afin d'éviter la lixiviation des métaux lourds, une cuvette en plastique a été placée sous le pot pour recueillir l'eau de percolation (Photo 14).



**Photo 14:** Dispositif pot-cuvette (Source : cliché I. Senou)

### 2.4. Déchets urbains

Les déchets urbains (Photo 15) ont été utilisés comme source de contamination en métaux lourds des sols. Ils ont été récoltés auprès d'une entreprise privée chargée de la collecte des ordures ménagères de la ville de Bobo - Dioulasso. Les déchets sont mélangés avec 10 kg de sol aux doses de 0, 10, 15 et 20 tonnes à l'hectare. Les déchets urbains ainsi que les différents mélanges ont été analysés pour connaître leurs teneurs initiales en métaux lourds.



**Photo 15:** Déchets urbains après triage et tamisage (Cliché I. Senou)

## CHAPITRE II. METHODES D'ETUDE

### I. Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental mis en place est un dispositif factoriel en split-plot avec quatre facteurs étudiés :

- le sol : deux types de sols (ferrugineux et tropique)
- Les plantes : cinq plantes (*Vetiveria nigriflora*, *Oxytenanthera Abyssinica*, *Barleria repens*, *Cymbopogon citratus* et *Lantana camara*)
- La quantité de déchets urbains solides : quatre doses apportées (0 ; 3,4 ; 5,1 et 6,8 kg)
- Le temps : deux temps (trois mois et sept mois).

Les pots sont disposés selon le plan d'expérimentation présenté dans le Tableau 4. Dans chaque pot est planté un plant. Les pots sont protégés par un toit en secco couvert de plastique afin d'éviter l'eau de pluie.

Pendant la culture, la teneur en eau du sol dans les seaux a été maintenue constante à 60% de la capacité maximale de rétention du sol.

Avec *V. nigriflora* et *O. abyssinica*, 96 pots ont été utilisés à raison de 8 pots par traitement. Deux prélèvements ont été effectués. Au premier prélèvement (3 mois après repiquage), la moitié (4 pots par traitement) a été détruite et le deuxième à 7 mois après repiquage. Quant aux espèces végétales, *B. repens*, *C. citratus* et *L. camara*, 72 pots ont été utilisés à raison de 6 pots par traitement. Un seul prélèvement a été réalisé, 3 mois après repiquage.

**Tableau 4 :** Dispositif expérimental

<i>V. nigriflora</i>		<i>O. abyssinica</i>		<i>B. repens</i>		<i>C. citratus</i>		<i>L. camara</i>	
SFT	SV	SFT	SV	SFT	SV	SFT	SV	SFT	SV
T0	T0	T0	T0	T0	T0	T0	T0	T0	T0
T1	T1	T1	T1	T1	T1	T1	T1	T1	T1
T2	T2	T2	T2	T2	T2	T2	T2	T2	T2
T3	T3	T3	T3	T3	T3	T3	T3	T3	T3
T3	T1	T0	T1	T2	T1	T2	T3	T1	T2
T1	T0	T3	T2	T0	T2	T0	T1	T2	T1
T2	T3	T1	T0	T1	T3	T3	T0	T3	T3
T0	T2	T2	T3	T3	T0	T1	T2	T0	T0
T3	T1	T2	T2	T3	T0	T2	T2	T0	T0
T0	T3	T3	T3	T2	T1	T0	T0	T3	T1
T2	T0	T1	T0	T1	T3	T1	T1	T1	T3
T1	T2	T0	T1	T0	T2	T3	T3	T2	T2

SFT : sols ferrugineux tropicaux SV : sols vertiques T0 : sans apport de déchet  
T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg de déchet.

## II. Mensurations et prélèvement des échantillons

### 2.1. Evaluation de l'index de pollution des substrats avant repiquage des plants

Le concept de l'index de pollution (I.P) a été introduit dans plusieurs études pour identifier une contamination multiélément aboutissant à une augmentation de la toxicité des sols par l'assemblage de plusieurs métaux (Chon et *al.*, 1998). Selon Chon et *al.* (1998), l'index de pollution du sol est calculé par le rapport des concentrations des métaux dans le sol par rapport aux normes suggérées par Kloke (1979) et qui correspondent aux niveaux tolérables dans le sol.

$$[1] \text{ I.P} = (\text{Cd}/3 + \text{Cu}/100 + \text{Pb}/100 + \text{Zn}/300) / 4 \text{ (Chon et } al., 1998)$$

Un index de pollution supérieur à 1 signifiera que les sols sont considérés contaminés.

## 2.2. Mensurations

Pour chaque espèce et chaque traitement, des mesures ont été effectuées tous les 10 jours.

Ces mesures ont concerné :

- la hauteur de chaque espèce végétale,
- le nombre de talles des plants de *Vetiveria nigriflora* et de *Cymbopogon citratus*,
- le diamètre de la tige des plants de *Oxytenanthera abyssinica*, de *Barleria repens* et de *Lantana camara*.

Ces différents paramètres ont été appréciés à travers les taux ou pourcentages de croissance à l'aide des formules suivantes :

$$[2] \quad \text{TCH (\%)} = \frac{(\text{Hf} - \text{Hi})}{\text{Hf}} \times 100$$

Où :

TCH = Taux de croissance en hauteur ; Hf = Hauteur finale de la plante ; Hi = Hauteur initiale de la plante.

$$[3] \quad \text{TCC (\%)} = \frac{(\text{Cf} - \text{Ci})}{\text{Cf}} \times 100$$

Avec :

TCC = Taux de croissance de la circonférence de la tige ; Cf = Circonférence finale de la tige ; Ci = Circonférence initiale de la tige.

$$[4] \quad \text{TCT (\%)} = \frac{\text{Nf} - \text{Ni}}{\text{Nf}} \times 100$$

Où :

TCT = Taux de croissance du nombre de talles ; Nf = nombre de talles à la récolte ; Ni = nombre de talle avant culture.

## 2.3. Prélèvement des échantillons de sol et des plantes

Deux prélèvements des échantillons de sol ont été réalisés avec le vétiver et le bambou. Le premier prélèvement a été effectué 3 mois après repiquage et le second, 7 mois après

repiquage. Un seul prélèvement (3 mois après repiquage) a été effectué avec *B. repens*, *C. citratus* et *L. camara*.

### **2.3.1. Plantes**

Au cours de chaque prélèvement, les plantes entières ont été récoltées individuellement. Les différentes parties végétales (racines, tiges et feuilles) ont été séparées, lavées à l'eau distillée puis transvasées dans un sac en papier où leurs poids frais ont été mesurés à l'aide d'une balance de précision, puis séchées à l'étuve (Annexe 3) à 70 °C pendant 24 h pour évaluer leur poids secs.

### **2.3.2. Echantillons de sol**

Après la récolte des parties végétales, le sol est uniformément mélangé avant d'être prélevé. Les échantillons de sol ont ensuite été séchés à l'ombre, broyés puis tamisés à 2 mm pour des analyses au laboratoire.

## **III. Méthodes d'analyse**

### **3.1. Analyse des métaux lourds dans les sols et les organes végétaux des plantes**

Les métaux lourds suivants ont été analysés : Cd, Cu, Pb et Zn. Les analyses ont été réalisées au laboratoire d'analyse chimique du Bureau des Mines et de la Géologie du Burkina (BU.MI.GE.B) à Ouagadougou sur un ICP-MS (Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometry). Cet appareil permet une analyse multi-éléments rapide et précise d'échantillons en solution. Cette technique possède des limites de détection très basses (0,01 - 0,1 µg/l) variant selon les éléments et les matrices.

L'échantillon est aspiré dans un fin tube capillaire par une pompe péristaltique vers le nébuliseur puis la chambre de vaporisation. La solution est transformée en aérosol par injection d'argon ultra pur, elle est ensuite transférée vers la torche à plasma à l'extrémité de laquelle se trouve un générateur radio haute fréquence qui crée un champ magnétique. Les électrons excités entrent en collision avec l'aérosol provoquant une ionisation à 6000 °K. Les ions aspirés dans les ouvertures de deux cônes en Ni pur, sont focalisés par un système de



lentilles électrostatiques vers le quadripôle. Le spectromètre de masse quadripôle les sépare sous l'influence de quatre barreaux soumis à des variations de potentiel selon leur rapport masse/charge. Un analyseur multi-canaux enregistre les signaux électriques produits. Le détecteur fournit des réponses linéaires pour des taux de comptage de l'ordre du ppt au ppm. L'appareil géré par un ordinateur, transforme les coups en concentrations grâce à des courbes de calibration qui ont été établies pour chaque élément avec des solutions synthétiques multi-élémentaires de concentrations connues.

Après l'analyse de la teneur en métaux lourds dans les organes végétaux, la quantité (Q) d'un métal exportée (mg) a été déterminée en utilisant la formule suivante :

$$[5] \quad Q \text{ (mg)} = C \text{ (mg/kg)} \times P \text{ (kg)}$$

Où :

Q = Quantité du métal exportée dans la biomasse; C = Concentration du métal dans la biomasse ;  
P = Production de biomasse.

Les résultats des quantités de métaux lourds accumulés par les différentes parties végétales de chaque plante sont donnés en Annexe 1.

### **3.2. Analyses chimiques et microbiologiques des sols**

Les analyses chimiques et microbiologiques ont été réalisées au laboratoire Sol-Eau-Plante du département Gestion des Ressources Naturelles et Système de Production (GRN/SP) de l'Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles Kamboincé (Ouagadougou).

#### **3.2.1. Analyses chimiques**

Les analyses chimiques ont consisté à la détermination du pH<sub>eau</sub>, de N-total, de P-total, du K-total, le P assimilable, le carbone et la capacité d'échange cationique (CEC).

La mesure du pH est faite par la méthode électronique au pH mètre à électrode en verre dans une suspension à l'eau dans un rapport sol/solution de 1/2,5 (1 g de sol pour 2,5 ml d'eau).

Pour la détermination de N-total, P-total et K-total, les échantillons de sol ont d'abord été minéralisés à chaud avec un mélange H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-Se-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Par la suite, les teneurs N et P - total ont

été déterminées dans les minéralisats à l'aide d'un colorimètre automatique SKALAR (Segmented flow analyser, model SANplus 4000-02, Skalar Hollande). Le K-total a été déterminé à l'aide d'un photomètre de flamme (JENCONS. PFP 7, Jenway LTD, Felsted, England).

Le P assimilable a été déterminé selon la méthode Bray et Kurtz (1945). Son extraction est faite avec une solution mixte de chlorure d'ammonium ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) et d'acide chlorhydrique ( $\text{HCl}$ ). Les mesures sont effectuées au spectrophotomètre à 880 nm de longueur d'onde en utilisant le molybdate d'ammonium ( $\text{NH}_4\text{6MO}_7\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ ).

Le carbone du sol a été déterminé par la méthode de Walkley et Black (1934) qui a consisté en une oxydation de l'échantillon par le bichromate de potassium en poudre ( $\text{K}_2\text{CrO}_7$ ) en présence d'acide sulfurique.

La capacité d'échange cationique (CEC) a été déterminée par la méthode de chlorure d'ammonium de Metson. L'échantillon sur lequel on a déjà effectué l'extraction des bases échangeables est repris et lavé à l'alcool pour éliminer l'acétate d'ammonium en excès. La soude ( $\text{NaOH}$  50 %) déplace l'ammonium fixé sur le complexe absorbant. On procède ensuite par distillation de l'ammoniaque puis au dosage titrimétrique de l'ammonium fixé.

### **3.2.2. Analyses microbiologiques**

#### **3.2.2.1. Test respirométrique : dosage du gaz carbonique dégagé**

Cette étude a été réalisée par la technique de la mesure du  $\text{CO}_2$  dégagé par la biomasse microbienne ; méthode développée par Dommergues (1960) et adaptée par Asimi *et al.* (2000).

Cent (100) grammes de sol, tamisés à 2 mm et humidifiés aux 2/3 de la capacité maximale de rétention, sont introduits dans un bocal hermétiquement fermé. Deux flacons, l'un contenant de la soude ( $\text{NaOH}$  0,1 N) pour piéger le  $\text{CO}_2$  dégagé et l'autre contenant de l'eau distillée pour maintenir l'humidité constante, sont disposés dans chaque bocal. L'ensemble est placé dans une étuve réglée à 28 °C pendant 14 jours. La quantité de  $\text{CO}_2$  dégagée est mesurée quotidiennement durant les 8 premiers jours d'incubation, puis tous les deux jours jusqu'au 14ème jour. Le  $\text{CO}_2$  dégagé au cours de l'expérimentation est piégé par la soude ( $\text{NaOH}$ , 0,1N) et précipité sous forme de carbonate de sodium par le chlorure de

baryum 3 %. La soude (NaOH) en excès est neutralisée par l'acide chlorhydrique (HCl 0,1 N) en présence de phénolphaléine. La quantité de CO<sub>2</sub> dégagée par jour est exprimée en mg / 100 g de sol sec et donnée par la formule suivante :

$$[6] \quad Q \text{ (mg)} = [V_{\text{HCl}} \text{ (blancs)} - V_{\text{HCl}} \text{ (traitement)}] \times 2,2$$

$V_{\text{HCl}} \text{ (blancs)}$  = volume d'acide chlorhydrique utilisé pour le dosage du témoin,

$V_{\text{HCl}} \text{ (traitement)}$  = volume d'acide chlorhydrique utilisé pour le dosage du traitement (échantillon de sol).

Le coefficient 2,2 signifie que à 2,2 mg de CO<sub>2</sub> correspond 1 ml de HCl 0,1N (Segda, 2006).

### 3.2.2.2. Biomasse microbienne du sol

La détermination a été faite selon la méthode fumigation-incubation de Jenkinson et Powlson (1976) décrite par Asimi et *al.* (2000). Dans un premier temps les échantillons de sol sont exposés à la vapeur de chloroforme qui tue les microorganismes et libère les composés organiques contenus dans leurs parois. Les échantillons de sol fumigés sont ensuite incubés à 28°C pendant 14 jours et le CO<sub>2</sub> dégagé est mesuré.

La biomasse microbienne a été estimée à l'aide de la formule utilisée par Fardoux et *al.* (2000) :

$$[7] \quad \text{BM (mg)} = (F_{0-7} - F_{8-14}) / Kc$$

$F_{0-7}$  est le CO<sub>2</sub> dégagé entre 0<sup>ème</sup> et 7<sup>ème</sup> jours par les échantillons fumigés ;

$F_{8-14}$  le CO<sub>2</sub> dégagé entre 8<sup>ème</sup> et 14<sup>ème</sup> jours par les échantillons fumigés ;

$Kc$  est égal à 0,41 coefficient de proportionnalité représentant la fraction minéralisable de carbone en CO<sub>2</sub> proposé par Nicolardot (1984) cité par l'INSAH (2004) et utilisé par Asimi et *al.* (2000).

### 3.3. Analyses statistiques de données

Les données ont été soumises à une analyse de variance ANOVA. Le traitement des données a été réalisé grâce au logiciel Genstat version 4.10.3. La séparation des moyennes a été effectuée par le test de Student-Newman-Keuls au seuil de 5 %.

## **TROISIEME PARTIE : RESULTATS ET DISCUSSION**

# **CHAPITRE I. PHYTOEXTRACTION DU CADMIUM, CUIVRE, PLOMB ET ZINC PAR *VETIVERIA NIGRITANA* ET *OXYTENANTHERA ABYSSINICA***

Dans cette partie du travail, une expérimentation en pots a été menée avec deux plantes, *Vetiveria nigriflora* Benth. (vétiver) et *Oxytenanthera abyssinica* (A. Rich.) Munro (bambou). L'expérimentation a été conduite dans les sols de type ferrugineux tropical et de type brun vertique contaminés par l'ajout de déchets urbains solides aux doses croissantes de 0 ; 3,4 ; 5,1 et 6,8 kg et contenant des métaux lourds. Quatre métaux lourds ont été concernés: le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc. Une analyse des teneurs en métaux dans les différents substrats de départ a tout d'abord été réalisée.

Deux durées d'expérimentations ont été testées : trois et sept mois. Lors de la mise en place de l'expérimentation, un plant est placé dans chaque pot. A la fin de chaque durée d'expérimentation, la croissance des plantes, les caractéristiques chimiques et microbiologiques des substrats ainsi que les teneurs en métaux lourds dans les parties végétales sont déterminées en fonction des différentes doses de déchets.

## **I. Niveau de contamination initiale, caractéristiques chimiques et activités microbiennes des sols des différents traitements**

Cette partie de nos résultats sera focalisée sur les teneurs initiales en métaux lourds des substrats ayant servis de support de culture pour les plantes. Aussi, nous donnerons les caractéristiques chimiques de ces substrats. Nous avons également évalué l'activité respiratoire et la biomasse microbienne dans les sols en prenant en compte les différentes doses de déchets et la durée de la culture quelle que soit l'espèce végétale. En effet, la répartition des métaux lourds entre la phase liquide et la phase solide du sol est fortement influencée par les propriétés chimiques du sol. Ces facteurs influencent donc la biodisponibilité des métaux pour les végétaux.

## 1.1. Niveau de contamination des différents substrats avant repiquage des plantes

### 1.1.1. Résultats

#### 1.1.1.1. Teneurs initiales en métaux lourds dans les différents substrats

Les teneurs en métaux lourds dans les différents substrats de référence ont préalablement été déterminées et sont présentées dans le Tableau 5.

Les sols ferrugineux tropicaux se caractérisent par des teneurs qui varient entre 0,5 et 2 mg/kg de Cd, 28 et 41 mg/kg de Cu, 2 et 26 mg/kg de Pb, 58 et 170 mg/kg de Zn. Quant aux sols vertiques, les teneurs varient entre 0,1 et 1 mg/kg de Cd, 70 et 87 mg/kg de Cu, 16 et 25 mg/kg de Pb, 59 et 166 mg/kg de Zn. Les teneurs les plus élevées en Cd et en Pb sont enregistrées dans sols ferrugineux tropicaux avec la dose de 15 tonnes de déchets/ha. Celles en Zn également dans les sols ferrugineux tropicaux avec la dose de 20 tonnes/ha de déchets ; Cu dans les sols vertiques sans apport de déchets.

**Tableau 5 :** Teneurs initiales en métaux lourds (mg/kg) des substrats

Echantillons (substrats)	Teneurs en métaux lourds (mg/kg)			
	Cd	Cu	Pb	Zn
Sols ferrugineux tropicaux sans apport de déchets (SFT/T0)	0,5	28*	2*	58
Sols ferrugineux tropicaux + 3,4 kg de déchets (SFT/T1)	1	30	4*	110
Sols ferrugineux tropicaux + 5,1 kg de déchets (SFT/T2)	2	38	26*	126
Sols ferrugineux tropicaux + 6,8 kg de déchets (SFT/T3)	0,8	41	20*	170
Sols vertiques sans apport de déchets (SV/T0)	0,1*	87	16*	59
Sols vertiques + 3,4 kg de déchets (SV/T1)	0,6	71	20*	118
Sols vertiques + 5,1 kg de déchets (SV/T2)	1	70	22*	160
Sols vertiques purs + 6,8 kg de déchets (SV/T3)	1	76	25*	166

\* Ces concentrations sont inférieures par comparaison avec les moyennes mondiales des sols non contaminés (Bowen, 1979)

### 1.1.1.2. Index de pollution des métaux lourds dans les différents substrats

Dans le cas de notre étude, l'index de pollution est calculé pour les sols contaminés par apports de déchets aux doses de 10, 15 et 20 tonnes à l'hectare. Les résultats des index de pollution des substrats sont présentés dans le Tableau 6.

Nous constatons que tous les substrats présentent un index de pollution (I.P) inférieur à 1 quel que soit le type de sol.

L'I.P évolue de façon irrégulière avec les doses d'application de déchets. La plus faible valeur étant enregistrée avec la plus petite quantité de dose de déchets (10 t/ha) dans les deux types de sol.

**Tableau 6:** Index de pollution des sols des traitements

Sols contaminés	SFT/T1	SFT/T2	SFT/T3	SV/T1	SV/T2	SV/T3
Index de pollution	0,27	0,43	0,36	0,38	0,44	0,43

SFT/T1 : sols ferrugineux tropicaux + 3,4 kg de déchets SFT/T2 : sols ferrugineux tropicaux + 5,1 kg de déchets SFT/T3 : sols ferrugineux tropicaux + 6,8 kg de déchets SV/T1 : sols vertiques + 3,4 kg de déchets SV/T2 : sols vertiques + 5,1 kg de déchets SV/T3 : sols vertiques + 6,8 kg de déchets

### 1.1.2. Discussion

Les teneurs les plus élevées en Cd et en Pb sont enregistrées avec la dose de 15 t/ha de déchets, celles en Cu et Zn respectivement dans les échantillons sans apport de déchets et 20 t/ha de déchets.

L'apport de déchets urbains a permis de relever les teneurs en métaux lourds dans les différents substrats, excepté celles de Cu.

Les concentrations obtenues dans les différents substrats sont supérieures par comparaison avec les moyennes mondiales (Cd 0,35 mg/kg; Cu 30 mg/kg; Pb 35 mg/kg; Zn 90 mg/kg; Bowen, 1979) des sols non contaminés, exception faite du Pb.

## 1.2. Caractéristiques chimiques des substrats des différents traitements

### 1.2.1. Résultats

La caractérisation chimique des sols a porté sur les 8 propriétés suivantes : pHeau, carbone, azote, phosphore, potassium total, P-assimilable, C/N et capacité d'échange cationique (CEC).

Les résultats des caractéristiques chimiques des substrats sont présentés dans les Tableaux 5 et 6 respectivement pour les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques. Les caractéristiques chimiques ont révélé des variations liées à l'effet de l'apport de déchets urbains.

Les sols ferrugineux utilisés ont un pHeau modérément acide (6,47) tandis que les sols vertiques ont un pHeau faiblement basique (7,14). L'apport des déchets solides urbains a augmenté le pHeau de 2 unités et 1 unité respectivement pour les sols ferrugineux et les sols vertiques. L'analyse de variance montre qu'il y a une différence significative ( $p < 0,05$ ) entre les traitements avec apport de déchets et le traitement sans déchets (témoin) quel que soit le type sol.

Les sols ferrugineux tropicaux avant apport de déchet ont une très faible teneur en carbone total (0,081 g/kg) tandis que les sols vertiques, une faible teneur (0,122 g/kg). Dans les sols, la présence des déchets solides urbains a augmenté le carbone total en moyenne de 0,1 et 0,096 g/kg respectivement pour les sols ferrugineux et les sols vertiques. L'analyse de variance montre une différence significative entre les traitements avec déchets et le témoin (T0) dans les deux types de sol.

L'apport des déchets solides urbains a augmenté les teneurs en azote total du sol de 0,01 et 0,009 g/kg respectivement pour les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques. Les teneurs en phosphore total ont également enregistré une hausse avec l'ajout de déchet dans les deux types de sol. La hausse de potassium total a été notée uniquement dans les sols vertiques et le traitement T1 dans les sols ferrugineux tropicaux. L'analyse de variance a révélé une différence significative de l'apport de déchets urbains solides sur le N, P-total quel que soit le type de sol. L'analyse de variance n'a pas notée de différence significative de l'apport de déchets sur le K-total dans les sols ferrugineux tropicaux.

Le P-assimilable a augmenté significativement avec l'ajout de déchets urbains dans les deux types de sol. Il est passé de 1,05 à 40,32 mg/kg et de 1,13 à 69,38 mg/kg respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques pour le traitement T3. Les résultats



ANOVA ont révélé une différence significative entre les traitements avec ajout de déchets et le témoin sur le P-assimilable.

Quant à C/N, les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques ont un C/N élevé respectivement de 13 et 14 avant apport de déchets. Dans les sols ferrugineux tropicaux, l'apport de déchets a baissé le C/N de 1 unité pour le traitement T1 et de 2 unités pour les traitements T2 et T3. Dans les sols vertiques, cette baisse est de 2 unités pour les traitements T1 et T3 et de 3 unités pour le traitement T2. Le test statistique ANOVA révèle une différence significative de l'ajout des déchets sur le rapport C/N dans les deux types de sol.

Les sols ferrugineux tropicaux utilisés ont une CEC très faible (4,55 C mol/ kg) et les sols vertiques, une bonne CEC (15,45 C mol/kg). L'ajout de déchets urbains a augmenté la CEC des sols ferrugineux de 1 C mol/kg pour les traitements T1 et T2 et de 2 C mol/kg pour le traitement T3. Par contre, dans les sols vertiques, l'apport de déchets a diminué la CEC de 1 C mol/kg pour le traitement T1 et de 2 C mol/kg pour les traitements T2 et T3. Cependant, des différences significatives ont été notées entre les traitements dans les deux types sols.

**Tableau 7:** Caractéristiques chimiques des substrats des différents traitements dans les sols ferrugineux tropicaux

Traitements	Paramètres							
	pHeau	Carbone (g/kg)	N-total (g/kg)	C/N	P-total (mg/kg)	P- Ass (mg/kg)	K-Total (mg/kg)	CEC (C mol/kg)
SFT/T0	6,47 <sup>b</sup>	0,081 <sup>b</sup>	0,0060 <sup>b</sup>	13 <sup>a</sup>	135,7 <sup>b</sup>	1,05 <sup>b</sup>	2245 <sup>a</sup>	4,55 <sup>b</sup>
SFT/T1	8,34 <sup>a</sup>	0,156 <sup>a</sup>	0,0131 <sup>a</sup>	12 <sup>ab</sup>	525,4 <sup>ab</sup>	25,5 <sup>a</sup>	2245 <sup>a</sup>	5,55 <sup>ab</sup>
SFT/T2	8,34 <sup>a</sup>	0,187 <sup>a</sup>	0,0168 <sup>a</sup>	11 <sup>b</sup>	693,2 <sup>a</sup>	32,2 <sup>a</sup>	2134 <sup>a</sup>	5,85 <sup>ab</sup>
SFT/T3	8,31 <sup>a</sup>	0,200 <sup>a</sup>	0,0177 <sup>a</sup>	11 <sup>b</sup>	736,2 <sup>a</sup>	40,3 <sup>a</sup>	2223 <sup>a</sup>	6,45 <sup>a</sup>

Nombre de répétition n=3 pour chaque moyenne. Les moyennes dans la même colonne suivies de la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 5%.

SFT/T0 : sols ferrugineux tropicaux sans apport de déchet SFT/T1 : sols ferrugineux tropicaux +déchets à la dose de 10 tonnes/ha SFT/T2 : sols ferrugineux tropicaux +déchets à la dose de 15 tonnes/ha SFT/T3 : sols ferrugineux tropicaux +déchets à la dose de 20 tonnes/ha

N : Azote C : Carbone P : phosphore K : Potassium

**Tableau 8:** Caractéristiques chimiques des substrats des différents traitements dans les sols vertiques

Traitements	Paramètres							
	pHeau	Carbone (g/kg)	N-total (g/kg)	C/N	P-total (mg/kg)	P-Ass (mg/kg)	K-Total (mg/kg)	CEC (C mol/kg)
SV/T0	7,14 <sup>b</sup>	0,122 <sup>b</sup>	0,0090 <sup>b</sup>	14 <sup>a</sup>	152,0 <sup>b</sup>	1,13 <sup>b</sup>	1293 <sup>b</sup>	15,45 <sup>a</sup>
SV/T1	8,06 <sup>a</sup>	0,199 <sup>a</sup>	0,0161 <sup>a</sup>	12 <sup>ab</sup>	585,5 <sup>ab</sup>	60,1 <sup>a</sup>	1780 <sup>ab</sup>	14,80 <sup>a</sup>
SV/T2	8,16 <sup>a</sup>	0,217 <sup>a</sup>	0,0191 <sup>a</sup>	11 <sup>b</sup>	752,5 <sup>a</sup>	67,3 <sup>a</sup>	1824 <sup>a</sup>	13,35 <sup>ab</sup>
SV/T3	8,14 <sup>a</sup>	0,237 <sup>a</sup>	0,0197 <sup>a</sup>	12 <sup>ab</sup>	850,3 <sup>a</sup>	69,4 <sup>a</sup>	1913 <sup>a</sup>	13,60 <sup>ab</sup>

Nombre de répétition n=3 pour chaque moyenne. Les moyennes dans la même colonne suivies de la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 5%.

SV/T0 : sols vertiques sans apport de déchet SV/T1 : sols vertiques + déchets à la dose de 10 tonnes/ha SV/T2 : sols vertiques + déchets à la dose de 15 tonnes/ha SV/T3 : sols vertiques + déchets à la dose de 20 tonnes/ha.

N : Azote C : Carbone P : phosphore K : Potassium

### 1.2.2. Discussion

D'une manière générale, les résultats montrent que l'apport de déchets a augmenté les teneurs des paramètres chimiques des différents traitements. Cette hausse est fonction de la dose de déchet apportée. Ainsi, les fortes doses de déchets (15 et 20 t/ha) ont montré des augmentations plus importantes comparativement au témoin (0 t/ha). Ces résultats confirment ceux de plusieurs auteurs (Sedogo, 1993; Bacyé et *al.*, 1998). En effet, les travaux de Bacyé et *al.* (1998) ont montré que la poudrette de fumier permet un accroissement des teneurs en carbone et en azote par rapport au témoin.

Des gammes de pH proches de la neutralité avant cultures (6,47 et 7,14 respectivement en sols ferrugineux tropicaux et vertiques) et basiques après apport de déchets traduisent une diminution de l'acidité des sols. Cette hausse des valeurs de pH s'expliquerait également par la saturation du complexe d'échange cationique avec comme conséquence une diminution progressive du taux d'aluminium échangeable dans la solution du sol. Les travaux de Logan et *al.*, 1997) ont également montré une hausse de la valeur du pH avec l'augmentation du taux de matière organique dans le sol.

Les résultats montrent des teneurs en carbone total très faible dans les sols avant ajout de déchets. L'apport de déchets urbains a augmenté les teneurs en carbone dans les différents traitements quel que soit le type de sol. Cette augmentation de la teneur en carbone s'expliquerait par l'évolution rapide de la matière organique dans les sols des zones tropicales (Nacro et *al.*, 1996).

En ce qui concerne les éléments nutritifs N-P-K total, les teneurs ont augmenté avec l'apport de déchets. Ces résultats confirment les travaux de plusieurs auteurs (Bacyé et *al.*, 1998 ; Zombré, 2006) qui ont montré que des apports de substrats organiques étaient nécessaires pour maintenir, voire relever le niveau de la matière organique du sol en améliorant sa fertilité. En effet, la matière organique améliore les propriétés biologiques et physico-chimiques du sol et constitue une source d'éléments nutritifs pour les cultures (Misra et *al.*, 2005). Elle constitue également une source d'énergie pour les décomposeurs et permet d'améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'eau et des nutriments par les cultures (Ouédraogo, 2004).

Quant aux teneurs en P-assimilable, elles ont subi une hausse significative après apport de déchets dans les deux types de sol. Des constats similaires ont été faits par Ouattara et *al.* (1994), Pallo et *al.* (2008).

Le rapport C/N a baissé avec l'ajout de déchets urbains. Cette baisse s'observe dans la plus part des traitements. Ce qui signifie que la matière organique apportée à travers les déchets a été bien décomposée. La décomposition de la matière organique fraîche dépend de sa qualité notamment de son rapport C/N (Tian et *al.*, 1997). Les substrats de bonne qualité (C/N bas) se décomposent plus rapidement. L'incorporation au sol de matière organique de faible qualité entraîne une minéralisation excessive de la matière organique du sol ou une "faim" d'azote pour les cultures (Janssen, 1993).

L'apport de déchet a également augmenté la capacité d'échange cationique dans les sols ferrugineux tropicaux et baissé celle dans les sols vertiques. Les travaux de Lompo (2005) et Ouédraogo (2004) soulignent que la matière organique accroît la capacité d'échange cationique et donc la quantité et la disponibilité des éléments minéraux dans le sol. L'efficacité des fumures organiques serait due à leur capacité à limiter la baisse du taux de matière organique du sol, à entretenir la capacité d'échange cationique et à limiter le taux d'aluminium échangeable (Diallo, 2002). Cependant cette diminution de la CEC dans les sols vertiques est en contradiction avec les résultats rapportés par Sedogo (1993) qui ont montré que le fumier augmente le stock organique et la CEC et par conséquent, il s'opposerait à la lixiviation des cations.

### **1.3. Impact des déchets urbains sur l'activité microbienne des différents traitements**

Les microorganismes sont les acteurs principaux des grands processus de transformation de la matière et des flux d'énergie dans le sol. Le fonctionnement biologique du sol étant la résultante des activités des microorganismes telluriques, dans cette partie, nous avons évalué la biomasse microbienne et la respiration du sol avant repiquage des plants et dans les sols rhizosphériques en fin de culture.

#### **1.3.1. Résultats**

##### **1.3.1.1. Effet des déchets contaminés par les métaux lourds sur l'activité respiratoire des sols des différents traitements**

###### **1.3.1.1.1. Effet sur l'activité respiratoire des sols avant repiquage des plantes**

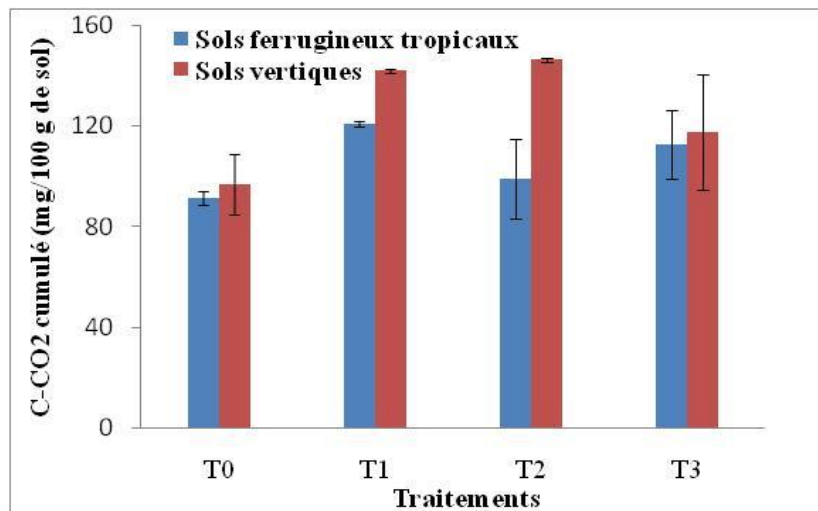
Les dégagements moyens de CO<sub>2</sub> dans les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques avant repiquage des plantes sont illustrés par la Figure 4.

Dans les sols ferrugineux tropicaux, les résultats montrent un dégagement plus intense de C-CO<sub>2</sub> dans le traitement T1 (120,85 mg C-CO<sub>2</sub> / 100 g de sol) suivi du traitement T3 (112,93 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol). Statistiquement, le traitement T1 a une activité respiratoire significativement différente des traitements T2 et le témoin T0. Il a produit 24,3% de CO<sub>2</sub> de plus que le témoin. L'ajout de déchets urbains a donc eu un effet significatif sur la production cumulée de CO<sub>2</sub> dans les sols ferrugineux tropicaux.

Dans les sols vertiques, les résultats révèlent un dégagement plus important de C-CO<sub>2</sub> avec le traitement T2 (146,37 mg C-CO<sub>2</sub> / 100 g de sol). Le plus faible dégagement de C-CO<sub>2</sub> a été enregistré avec le traitement témoin (96,79 mg C-CO<sub>2</sub> / 100 g de sol). Les quantités de CO<sub>2</sub> dégagées par les traitements T1 et T2 ne diffèrent pas statistiquement entre elles mais diffèrent des traitements T3 et T0. L'apport de déchets a eu un impact significatif sur la production de CO<sub>2</sub> dans les sols vertiques.

Par ailleurs, la comparaison entre les deux types de sol montre des quantités de CO<sub>2</sub> plus élevées dans les sols vertiques comparées aux sols ferrugineux tropicaux. Toutefois, cette différence n'a été significative qu'avec les traitements T1 et T2 (Figure 4).

Globalement, le test ANOVA montre un effet significativement positif ( $F = 19,7$  ;  $P < 0,001$ ) et ( $F = 13,03$  ;  $P < 0,001$ ) respectivement du facteur sol et le facteur traitement sur les valeurs du dégagement de C-CO<sub>2</sub>. L'interaction sol x traitement présente également un effet significatif ( $F = 5,11$  ;  $P < 0,05$ ) sur les valeurs de la respiration du sol.



**Figure 4:** Production cumulée de CO<sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) des traitements avant repiquage des plantes

La production cumulée de CO<sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon. T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.

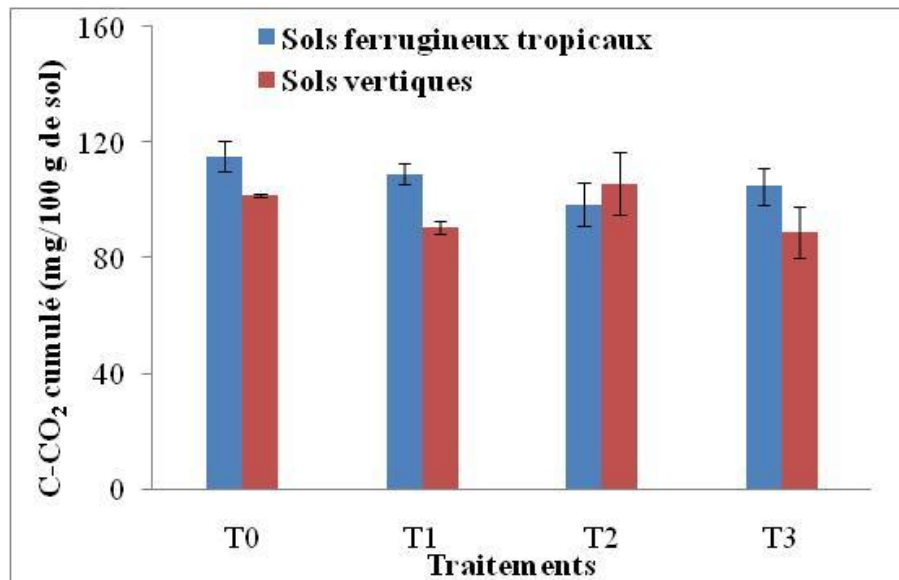
#### 1.3.1.1.2. Effet des déchets contaminés par les métaux lourds sur l'activité respiratoire des sols en présence de vétiver

Les quantités de CO<sub>2</sub> dégagées au cours des 14 jours d'incubation en présence de vétiver sont illustrées par les Figures 5 et 6 respectivement à 3 et 7 mois après repiquage.

Dans les sols ferrugineux tropicaux, après 3 mois de culture (Figure 5), les quantités totales de CO<sub>2</sub> enregistrées sont 115,27; 109,11; 98,55 et 105,01 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol respectivement dans le témoin, la dose de 10, 15 et 20 t/ha de déchets apportées. L'analyse de variance n'a pas révélé de différence significative entre les traitements.

Dans les sols vertiques, la quantité de CO<sub>2</sub> la plus élevée est notée dans le traitement T2 (105,89 mg C-CO<sub>2</sub> / 100 g de sol). Le plus faible dégagement de C-CO<sub>2</sub> a été enregistré avec le traitement T3 (88,79 mg C-CO<sub>2</sub> / 100 g de sol). Les résultats du test statistique montrent une différence significative entre les traitements dans les sols vertiques.

L'analyse de variance met en évidence un impact significatif du type de sol ( $F = 14,52$  ;  $P < 0,01$ ) et du traitement ( $F = 3,4$  ;  $P < 0,05$ ) sur la respiration du sol. Aussi, elle a révélé un effet significatif ( $F = 4,92$  ;  $P < 0,05$ ) de l'interaction sol x traitement sur le dégagement de C-CO<sub>2</sub>.



**Figure 5:** Production cumulée de CO<sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) des traitements en présence de vétiver à 3 mois après repiquage

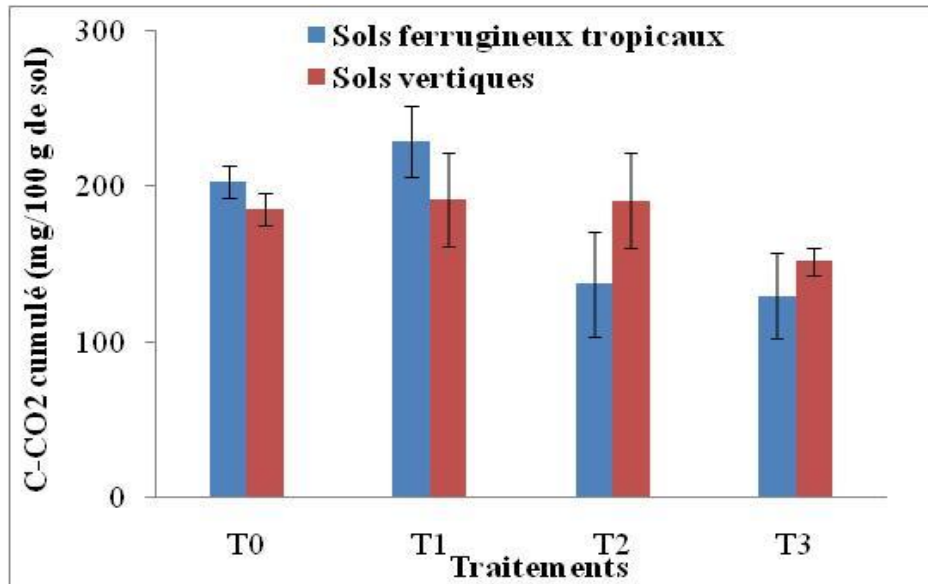
La production cumulée de CO<sub>2</sub> (en mg / 100 g de sol) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon. T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg de déchet.

Dans les sols ferrugineux tropicaux, après 7 mois de mise en culture (Figure 6), le plus fort dégagement de CO<sub>2</sub> est enregistré dans le traitement T1 (228,27 mg C-CO<sub>2</sub> / 100 g de sol) suivi du traitement T0 (202,69 mg C-CO<sub>2</sub> / 100 g de sol). Les plus faibles dégagements sont observés dans les traitements T2 (137,10 mg C-CO<sub>2</sub> / 100 g de sol) et T3 (129,00 mg C-CO<sub>2</sub> / 100 g de sol). L'analyse de variance a montré une différence significative entre les différents traitements.

Dans les sols vertiques, les quantités de CO<sub>2</sub> les plus élevées sont notées respectivement dans les traitements T1 (191,54 mg C-CO<sub>2</sub> / 100 g de sol), T2 (190,37 mg C-CO<sub>2</sub> / 100 g de sol) et T0 (185,09 mg C-CO<sub>2</sub> / 100 g de sol). Ces traitements ne diffèrent pas significativement entre eux mais diffèrent du traitement T3 (149,26 mg C-CO<sub>2</sub> / 100 g de sol).

Par ailleurs, aucune différence significative n'a été observée entre les deux types de sol quel que soit le traitement.

Les résultats de l'ANOVA n'ont pas révélé un effet significatif du type de sol sur le dégagement CO<sub>2</sub>. Par contre, un effet significatif du traitement (F = 10,19 ; P < 0,001) ainsi que son interaction avec le sol (F = 4,3 ; P < 0,05) ont eu un impact sur les valeurs du dégagement de CO<sub>2</sub>.



**Figure 6:** Production cumulée de CO<sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) des traitements en présence de vétiver à 7 mois après repiquage

La production cumulée de CO<sub>2</sub> (en mg / 100 g de sol) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon. T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.

#### 1.3.1.1.3. Effet des déchets urbains contaminés par les métaux lourds sur l'activité respiratoire des sols en présence de bambou

Les quantités de CO<sub>2</sub> dégagées en présence de bambou sont illustrées par les Figures 7 et 8 respectivement à 3 et 7 mois après repiquage.

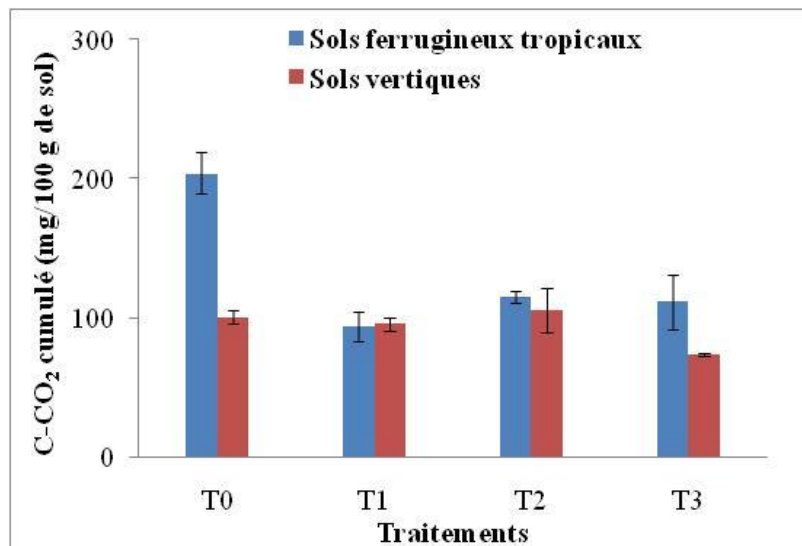
Dans les sols ferrugineux tropicaux, la production cumulée de CO<sub>2</sub> la plus élevée est obtenue avec le traitement T0 (193,53 mg C-CO<sub>2</sub> / 100 g de sol). Ce dernier diffère significativement des traitements T2 (114,39 mg C-CO<sub>2</sub> / 100 g de sol), T3 (111,17 mg C-CO<sub>2</sub> / 100 g de sol) et T1 (93,27 mg C-CO<sub>2</sub> / 100 g de sol) qui ne diffèrent pas significativement entre eux (Figure 7).

Dans les sols vertiques, les quantités totales de CO<sub>2</sub> enregistrées sont 103,83; 95,33; 105,3 et 73,33 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol respectivement dans le témoin, la dose de 10, 15 et 20 t/ha

de déchets apportées. Le traitement T3 avec la plus petite valeur du dégagement diffère significativement des autres traitements.

La comparaison entre type de sol montre que la quantité de C-CO<sub>2</sub> dégagée dans les témoins est significativement plus élevée dans les sols ferrugineux tropicaux comparés aux sols vertiques. Dans les traitements avec apport de déchets, la différence n'est significative qu'avec le traitement à la dose de 20 t/ha déchets.

Globalement, les résultats ANOVA montrent un impact significatif du sol ( $F = 63,09$  ;  $P < 0,001$ ) et du traitement ( $F = 35,53$  ;  $P < 0,001$ ) sur le dégagement de C-CO<sub>2</sub>. Aussi, l'interaction sol x traitement a eu un effet significatif ( $F = 25,64$  ;  $P < 0,001$ ) sur les valeurs de la respiration du sol.



**Figure 7:** Production cumulée de CO<sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) des traitements en présence de bambou à 3 mois après repiquage

La production cumulée de CO<sub>2</sub> (en mg / 100 g de sol) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon. T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.

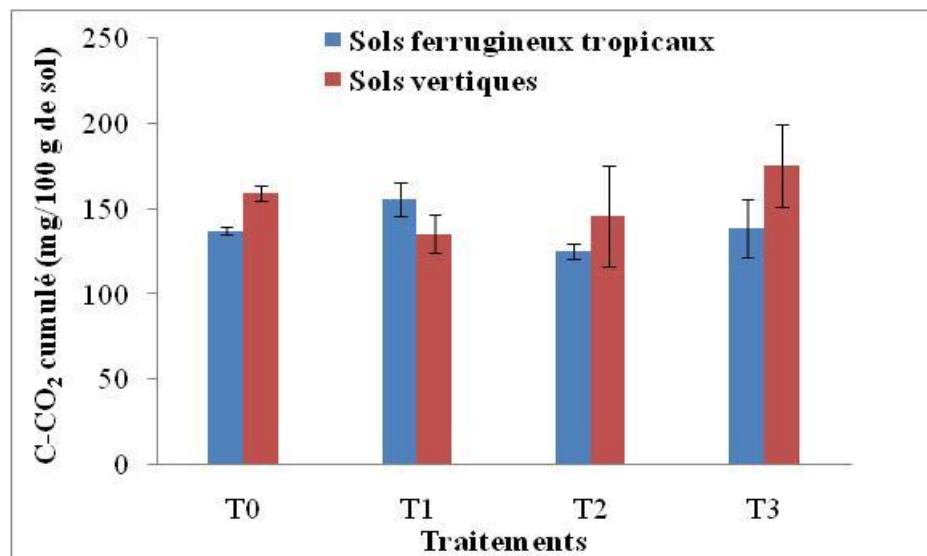
Après le deuxième prélèvement (Figure 8), dans les sols ferrugineux tropicaux, les résultats montrent que la quantité totale de C-CO<sub>2</sub> dégagée est plus élevée dans le traitement T1 (155,83 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol) suivi des traitements T3 et T0 qui ont enregistré respectivement 138,45 et 136,83 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol. La comparaison des moyennes arithmétiques montre un effet significatif des déchets apportés sur le CO<sub>2</sub> total dégagé dans les sols ferrugineux tropicaux.



Dans les sols vertiques, la production cumulée de CO<sub>2</sub> la plus élevée est obtenue avec la plus forte dose de déchets (traitement T3) avec 175,11g CO<sub>2</sub> / 100 g de sol. Il est suivi des traitements T0, T2 et T1 avec respectivement 155,98 ; 145,35 et 135,25 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol. Toutefois, l'analyse statistique ne montre aucune différence significative entre les traitements.

Par ailleurs, la comparaison entre type de sol a montré que la respiration dans les sols sans ajout de déchets est significativement plus élevée avec les sols vertiques comparée aux sols ferrugineux tropicaux. Dans les traitements avec apport de déchets, aucune différence significative n'est obtenue entre les deux types de sol quel que soit le traitement (Figure 8).

L'analyse statistique par ANOVA ne montre pas un impact significatif du traitement sur la respiration du sol. Cependant, le sol ainsi que son interaction avec le traitement ont eu un effet significatif sur les valeurs de CO<sub>2</sub> dégagé : le sol (F = 5,09 ; P < 0,001) et sol x traitement (F = 3,42 ; P < 0,05).



**Figure 8:** Production cumulée de CO<sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) des traitements en présence de bambou à 7 mois après repiquage

La production cumulée de CO<sub>2</sub> (en mg / 100 g de sol) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon. T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.

### 1.3.1.2. Impact des déchets urbains sur la biomasse microbienne des sols des différents traitements

#### 1.3.1.2.1. Impact sur la biomasse microbienne des sols des différents traitements avant repiquage

Les biomasses microbiennes des sols dans les différents traitements avant culture sont données dans le Tableau 9.

Dans les sols ferrugineux tropicaux, le traitement T2 présente une biomasse plus faible (23 mg C/ 100 g de sol) comparée aux autres traitements qui ne diffèrent pas entre eux. Cette différence est significative ( $P = 0,014$ ) avec le test de Newman Keuls au seuil de 5%.

Dans les sols vertiques, les traitements T0 et T3 ont enregistré les plus faibles valeurs de la biomasse microbienne ; 16,46 et 38,63 mg C / 100 g de sol, respectivement. Ces valeurs ne diffèrent pas significativement entre elles mais diffèrent de celles des autres traitements. L'analyse de variance montre que l'apport de déchets urbains contaminés aux métaux lourds a eu un impact significatif ( $P = 0,003$ ) sur la biomasse microbienne des sols vertiques (Tableau 9).

**Tableau 9 :** Biomasse microbienne du sol (en mg C / 100 g de sol) des traitements avant repiquage des plantes

Traitements	Types de sol	
	Sols ferrugineux tropicaux	Sols vertiques
T0	79,41 <sup>a</sup> ± 5,67	16,46 <sup>b</sup> ± 10,14
T1	79,41 <sup>a</sup> ± 17,17	59,38 <sup>a</sup> ± 5,40
T2	23,61 <sup>b</sup> ± 11,95	68,68 <sup>a</sup> ± 4,29
T3	66,54 <sup>a</sup> ± 22,61	38,63 <sup>b</sup> ± 3,30
Probabilité (5%)	$P < 0,05$	$P < 0,01$

Les biomasses microbiennes (en mg C / 100 g de sol) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon de 3 répétitions. Les moyennes dans la même colonne suivies de la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 5%.

L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ).

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet

T3 : apport de 6,8 kg déchet.

### 1.3.1.2.2. Effet des déchets contaminés par les métaux lourds sur la biomasse microbienne des sols en présence de vétiver

La biomasse microbienne des sols en présence de vétiver est présentée dans le Tableau 10 et 11 respectivement à 3 et 7 mois.

#### *A 3 mois après culture*

Dans les sols ferrugineux tropicaux, la plus faible biomasse est obtenue avec le traitement T2 (48,65 mg C / 100 g de sol) suivie de T0 (62,96 mg C / 100 de sol).

Dans les sols vertiques, le traitement T0 à la plus faible valeur de la biomasse (41, 50 mg C / 100 g de sol). Les résultats de l'analyse statistique indiquent que l'apport des déchets urbains solides en présence de vétiver n'a pas permis d'accroître significativement la biomasse microbienne quel que soit le type de sol.

**Tableau 10 :** Biomasse microbienne du sol des traitements (mg C / 100 g de sol) à 3 mois après repiquage des plantes de vétiver

Traitements	Types de sol	
	Sols ferrugineux tropicaux	Sols vertiques
T0	62,96 <sup>a</sup> ± 9,68	41,50 <sup>a</sup> ± 22,8
T1	82,28 <sup>a</sup> ± 60,19	66,54 <sup>a</sup> ± 4,29
T2	48,65 <sup>a</sup> ± 18,51	77,27 <sup>a</sup> ± 4,29
T3	69,40 <sup>a</sup> ± 22,95	77,27 <sup>a</sup> ± 17,17
Probabilité (5%)	P > 0,05	P > 0,05

Les biomasses microbiennes (en mg C / 100 g de sol) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon de 3 répétitions. Les moyennes dans la même colonne suivies de la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 5%.

L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ).

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.

### *A 7 mois après culture*

Dans les sols ferrugineux tropicaux, la plus faible valeur de la biomasse microbienne est notée avec le traitement T0 (8,23 mg C / 100 g de sol) et la plus élevée est enregistrée dans les traitements T2 et T3 respectivement 37,56 et 34,70 mg C / 100 g de sol. L'apport des déchets a eu un effet significatif sur la biomasse microbienne des différents traitements dans les sols ferrugineux tropicaux.

Dans les sols vertiques, c'est le traitement T3 qui a enregistré la plus faible biomasse microbienne (12,52 mg C / 100 g de sol) et T2 la plus forte biomasse (28,98 mg C / 100 g de sol). Cependant, ces différences ne sont pas significatives. L'apport des déchets n'a donc pas eu un effet significatif sur la biomasse microbienne des différents traitements dans les sols vertiques.

**Tableau 11 :** Biomasse microbienne du sol des traitements (mg C / 100g de sol) à 7 mois après repiquage des plantes de vétiver

Traitements	Types de sol	
	Sols ferrugineux tropicaux	Sols vertiques
T0	8,23 <sup>b</sup> ± 3,27	27,54 <sup>a</sup> ± 16,39
T1	19,67 <sup>ab</sup> ± 19,94	18,96 <sup>a</sup> ± 14,29
T2	37,56 <sup>a</sup> ± 13,40	28,98 <sup>a</sup> ± 5,67
T3	34,70 <sup>a</sup> ± 13,80	12,52 <sup>a</sup> ± 10,59
Probabilité (5%)	P < 0,05	P > 0,05

Les biomasses microbiennes (en mg C / 100 g de sol) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon de 3 répétitions. Les moyennes dans la même colonne suivies de la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 5%.

L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ).

T0 : sans apport de déchet    T1 : apport de 3,4 kg de déchet    T2 : apport de 5,1 kg de déchet  
T3 : apport de 6,8 kg de déchet.

### **1.3.1.2.3. Impact des déchets urbains contaminés par les métaux lourds sur la biomasse microbienne des sols en présence de bambou**

La biomasse microbienne des sols en présence de bambou est présentée dans les Tableaux 12 et 13 respectivement à 3 et 7 mois.

#### ***A 3 mois après culture***

Dans les sols ferrugineux tropicaux, la biomasse microbienne la plus élevée est obtenue avec le traitement T3 (102,31 mg C / 100 g de sol). Il est suivi des traitements T0 (77,27 mg de C / 100 g de sol) et T2 (72,27 mg de C / 100 g de sol). Ces derniers ne diffèrent pas significativement entre eux mais diffèrent des autres traitements.

Dans les sols vertiques, la plus forte biomasse est notée avec le traitement T1 (109, 4 mg de C / 100 g de sol) et la plus faible avec le traitement T2 (59,38 mg de C / 100 g de sol). Ces deux traitements diffèrent significativement.

Quel que soit le type de sol, l'apport des déchets urbains contaminés influence significativement ( $P < 0,05$ ) la biomasse microbienne du sol.

**Tableau 12 :** Biomasse microbienne du sol des traitements (mg C / 100 g de sol) à 3 mois après repiquage de bambou

Traitements	Types de sol	
	Sols ferrugineux tropicaux	Sols vertiques
T0	77,27 <sup>ab</sup> ± 7,73	77,27 <sup>ab</sup> ± 11,95
T1	57,95 <sup>b</sup> ± 11,15	109,4 <sup>a</sup> ± 21,46
T2	72,98 <sup>ab</sup> ± 16,20	59,38 <sup>b</sup> ± 6,89
T3	102,31 <sup>a</sup> ± 18,25	94,37 <sup>ab</sup> ± 4,34
Probabilité (5%)	P < 0,05	P < 0,05

Les biomasses microbiennes (en mg C / 100 g de sol) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon de 3 répétitions. Les moyennes dans la même colonne suivies de la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 5%.

L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ).

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet  
T3 : apport de 6,8 kg déchet.

#### *A 7 mois après culture*

Dans les sols ferrugineux, la plus faible biomasse est obtenue avec le traitement T1 (6,80 mg de C / 100 g de sol) suivi du traitement T0 (19,67 mg de C / 100 g de sol). La biomasse la plus élevée est enregistrée avec T2 (47,58mg de C / 100 g de sol). Ces valeurs différentes significativement.

Dans les sols vertiques, ce sont les traitements T0 et T2 avec chacun 16,10 mg de C / 100 g de sol qui enregistrent la plus faible valeur de la biomasse microbienne. T3 a la plus forte biomasse (36,13 mg de C / 100 g de sol). Des différences significatives sont notées entre les traitements. L'application des déchets urbains a eu d'effet significatif sur la biomasse microbienne dans les sols vertiques.

**Tableau 13 :** Biomasse microbienne du sol des traitements (mg C / 100 g de sol) à 7 mois après repiquage des plantes de bambou

Traitements	Types de sol	
	Sols ferrugineux tropicaux	Sols vertiques
T0	19,67 <sup>ab</sup> ± 10,59	16,10 <sup>b</sup> ± 5,67
T1	6,80 <sup>b</sup> ± 1,23	22,54 <sup>ab</sup> ± 11,95
T2	47,58 <sup>a</sup> ± 38,17	16,10 <sup>b</sup> ± 7,43
T3	44,72 <sup>a</sup> ± 8,67	36,13 <sup>a</sup> ± 29,30
Probabilité (5%)	P < 0,05	P < 0,05

Les biomasses microbiennes (en mg C / 100 g de sol) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon de 3 répétitions. Les moyennes dans la même colonne suivies de la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 5%.

L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ).

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet  
T3 : apport de 6,8 kg déchet.

### 1.3.2. Discussion

L'influence de l'activité biologique due à l'apport des déchets contaminés aux métaux lourds sur les sols a été mesurée ici par la respiration et la biomasse microbienne des sols rhizosphériques avec apport de déchet ou sans déchets. Ces paramètres ont aussi tenu compte de la plante et de la durée de la culture.

La biomasse microbienne est un important indicateur de la qualité des sols et est un facteur écologique important. Elle est un indicateur du changement de la qualité et de la quantité de la matière organique (Diallo, 2005). La respiration du sol est appréciée par le dégagement de C-CO<sub>2</sub> qui résulte de la dégradation des substrats carbonés. La respiration du sol est étroitement dépendante de la qualité et de la quantité des substrats assimilables (Diallo, 2005 ; Lagomarsino et al., 2006).

### **1.3.2.1. Impact des déchets urbains contaminés aux métaux lourds sur l'activité respiratoire des sols**

Les résultats montrent que le type de sol et le traitement ont eu un impact significatif sur la respiration des sols avant culture. Le dégagement de CO<sub>2</sub> est plus élevé dans les sols avec apport de déchets par rapport au témoin. En effet, la matière organique constitue une source d'énergie pour les organismes vivants du sol (Pal *et al.*, 2006). La respiration du sol dépend de la qualité et de la quantité des matières organiques du sol (Ryan et Law, 2005). Les études de Nacro (1997), de Bilgo *et al.* (2007) ont montré que la respiration microbienne du sol est positivement corrélée à la teneur en matière organique. Les résultats de Traoré *et al.* (2007) ont effectivement trouvé une corrélation linéaire ( $r = 0,71$ ) entre la respiration du sol et la matière organique du sol. L'influence du type de sol sur le dégagement cumulé de C-CO<sub>2</sub> serait liée à la décomposition de la matière organique.

Dans les sols après culture, l'activité respiratoire est globalement influencée par les différents facteurs (sol, traitement et sol x traitement) quelle que soit l'espèce végétale.

Les différences constatées entre les traitements avec ajout de déchets (T1, T2, et T3) et le témoin (T0) pourraient aussi être liées à leurs conséquences sur les teneurs en matière organique du sol des déchets urbains apportés. En effet, les traitements (T1, T2 et T3) contenant des déchets auraient des teneurs en matière organique plus élevées que le témoin n'ayant pas de déchet ; ce qui aurait augmenté l'activité respiratoire des sols au niveau de ces traitements. Des résultats similaires ont été observés par Sedogo (1993), qui a également noté une activité respiratoire plus élevée sur des échantillons de sol avec apport de substrat organique riche en matière organique.

### **1.3.2.2. Effet des déchets urbains contaminés aux métaux lourds sur la biomasse microbienne des sols**

Les résultats dans les sols de départ indiquent que la biomasse microbienne du sol a augmenté avec la dose d'apport de déchets dans les sols vertiques. En effet, l'apport de la matière organique améliore la biomasse microbienne du sol (Bilgo *et al.*, 2007 ; Traoré *et al.*, 2007). La diminution de la biomasse microbienne dans les sols ferrugineux tropicaux pourrait être liée à un déficit en carbone dans le sol. Par ailleurs, de nombreux auteurs (Konopka *et al.*, 1998 ; Ekalund *et al.*, 2003) attribuent cette baisse à la présence de métaux lourds contenues dans ces substrats.



Après culture, les résultats ont montré que la biomasse microbienne est plus élevée dans les traitements avec ajout de déchets comparativement au traitement T0 quelle que soit l'espèce végétale. Vance et Chapin (2001) cités par Diallo (2005) montrent que l'apport de litières stimule le développement et l'activité des microorganismes. Aussi, les travaux de Assimi et *al.* (2000) et Coulibaly (2008) relèvent les mêmes résultats de la matière organique sur la biomasse microbienne du sol.

## **II. Effets des déchets urbains sur la croissance et la biomasse des organes végétaux des plantes**

Dans la première partie des résultats, nous avons mis en évidence l'influence des déchets urbains solides contaminés par les métaux lourds sur les propriétés chimiques des sols. Par la suite, la détermination du dégagement de CO<sub>2</sub> et de la biomasse microbienne des sols a également confirmé que ces déchets contaminés agissent sur l'activité microbiologique des sols. Ces deux paramètres ne sont pas sans conséquences sur la croissance des plantes. Dans cette partie, nous avons suivi la croissance des plantes sous l'influence des différentes doses de déchets contaminés par les métaux lourds.

### **2.1. Comparaison de la croissance des plantes**

#### **2.1.1. Résultats**

Pendant la culture des plantes, des mesures de la hauteur, du nombre de talles et du diamètre de la tige ont été réalisées.

##### **2.1.1.1. Taux de croissance des plantes en fin de culture**

###### **2.1.1.1.1. Taux de croissance en hauteur et du nombre de talles de *Vetiveria nigriflora***

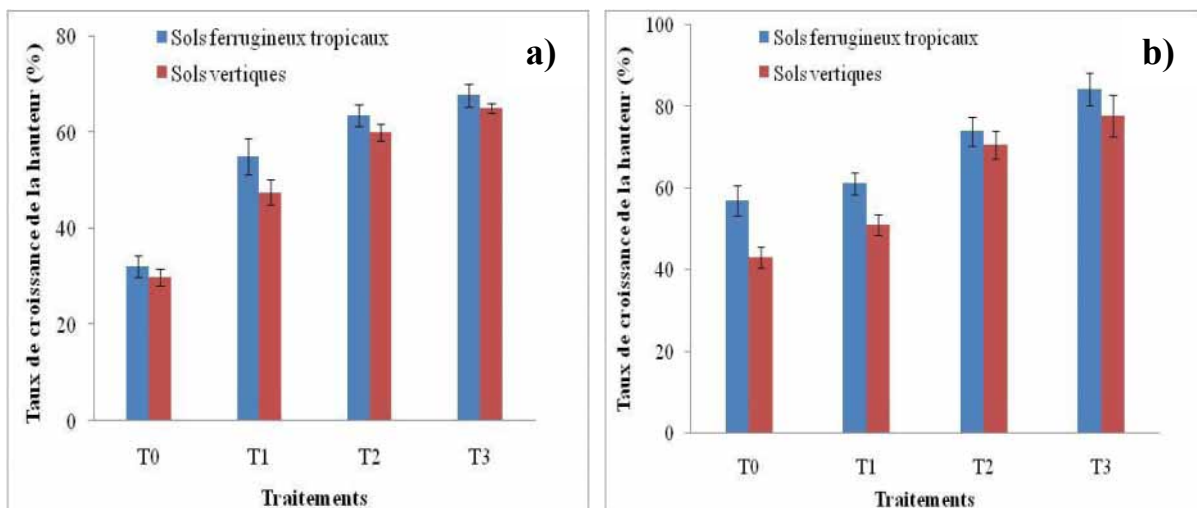
Les taux de croissance en hauteur et du nombre de talles de *Vetiveria nigriflora* sont respectivement donnés par les Figures 9 et 10.

Les taux de croissance en hauteur et du nombre de talles de vétiver ont augmenté avec la dose d'apport de déchets et le temps de mise en culture. Le taux de croissance a atteint après 3 mois de culture dans le traitement T3, 67 et 62% respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques. Après 7 mois, le taux de croissance avec le traitement T3 est de 86,54% dans les sols ferrugineux et 69,3% dans les sols vertiques. Les plus faibles taux sont obtenus avec le traitement témoin.

Le taux de croissance en hauteur est plus élevé au niveau des plantes cultivées dans les sols ferrugineux tropicaux comparés aux sols vertiques quel que soit le traitement et avec la durée de culture. En absence de déchets urbains, le taux de croissance n'est significativement plus élevé qu'après 7 mois de culture (Figure 9b). En présence de déchets, il n'est significatif qu'avec le traitement de 10 t/ha de déchets quel que soit le temps de mise en culture (Figure 9).

Le taux de croissance du nombre de talles au niveau du traitement T3 a atteint en 3 mois 82,4 et 74,6% respectivement dans les sols ferrugineux et les sols vertiques. En 7 mois, ce taux est passé à 87,8 et 77,6%.

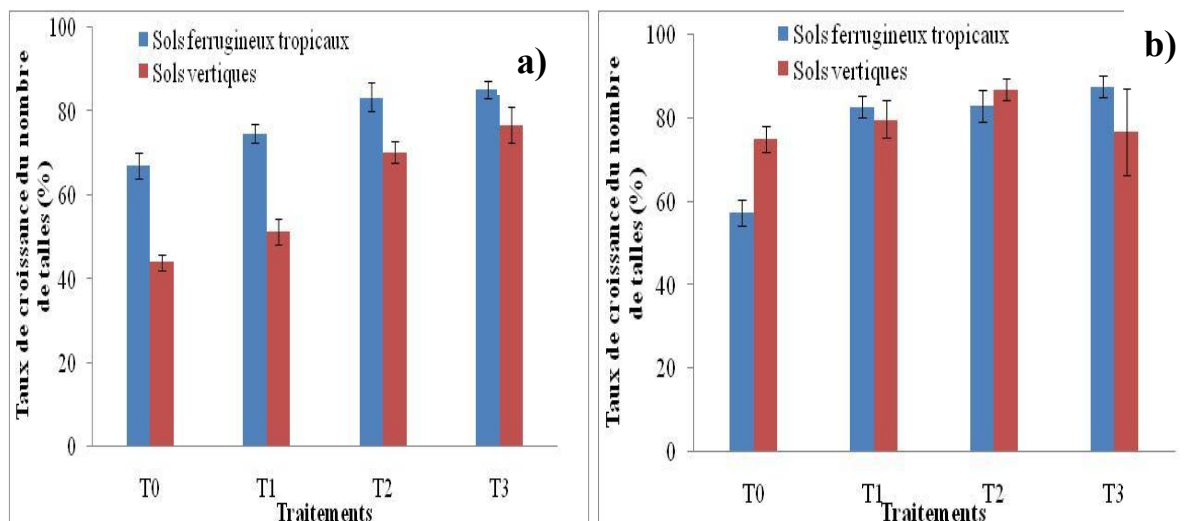
Le taux de croissance du nombre de talles est plus élevé dans les sols ferrugineux tropicaux par rapport aux sols vertiques après 3 mois de culture quel que soit le traitement. Cette différence n'est significative qu'avec le traitement T1. Par contre, à 7 mois, le taux de croissance n'est significatif que dans le traitement sans apport de déchets (Figure 10b), et est significativement plus élevé dans les sols vertiques comparé aux sols ferrugineux tropicaux.



**Figure 9 :** Taux de croissance en hauteur de *Vetiveria nigriflora* a) à 3 mois après repiquage b) à 7 mois après repiquage

Les taux de croissance (en %) sont exprimés par les moyennes pour chaque échantillon.

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.



**Figure 10 :** Taux de croissance du nombre de talles de *Vetiveria nigriflora* a) à 3 mois après repiquage b) à 7 mois après repiquage

Les taux de croissance (en %) sont exprimés par les moyennes pour chaque échantillon.

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg de déchet.

#### 2.1.1.1.2. Taux de croissance en hauteur et de la circonférence de la tige de *Oxytenanthera abyssinica*

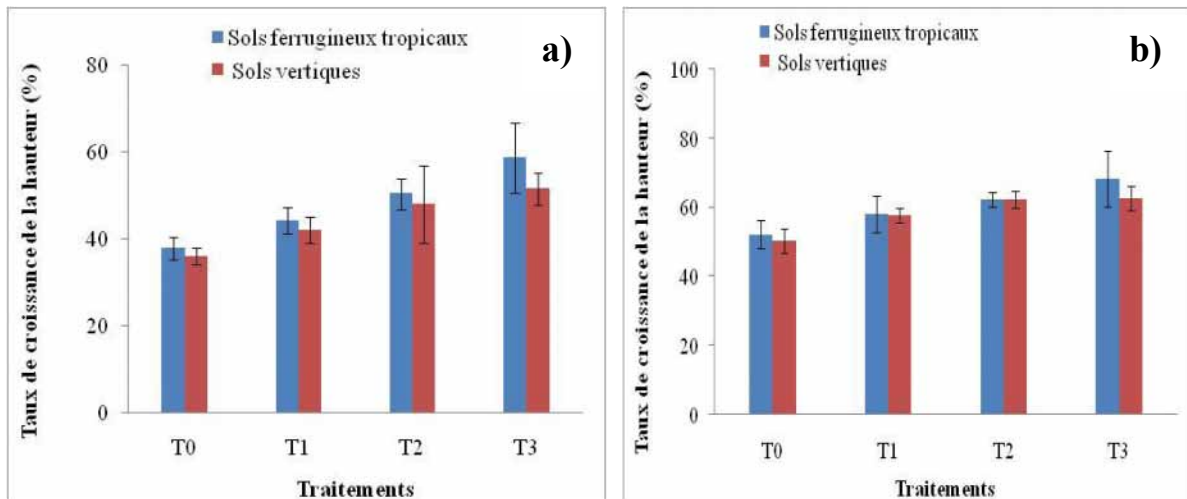
Les taux de croissance en hauteur et de la circonférence de la tige de *Oxytenanthera abyssinica* sont respectivement données par les Figures 11 et 12.

Les taux de croissance en hauteur et de la circonférence de la tige de bambou ont augmenté avec la dose d'apport de déchets quel que soit le type de sol et le temps de mise en culture. Le taux de croissance a atteint après 3 mois de culture dans le traitement T3, 67 et 52% respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques. Après 7 mois, il est de 72% dans les sols ferrugineux et 63% dans les sols vertiques. Les taux de croissance les plus faibles sont notés avec le traitement témoin T0.

Le taux de croissance en hauteur des plantes de bambou est plus élevé dans les sols ferrugineux comparé aux sols vertiques quel que soit le traitement et la durée de la culture. Cependant, l'analyse de variance n'a pas révélé de différence significative entre le taux de croissance en hauteur des plantes cultivées entre les deux types de sol quel que soit le temps de mise en culture (Figure 11).

Le taux de croissance de la circonférence de la tige de bambou a atteint 42,3 et 37% respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques après 3 mois de culture. A 7 mois, le taux de croissance est de 48,4% dans les deux types de sols.

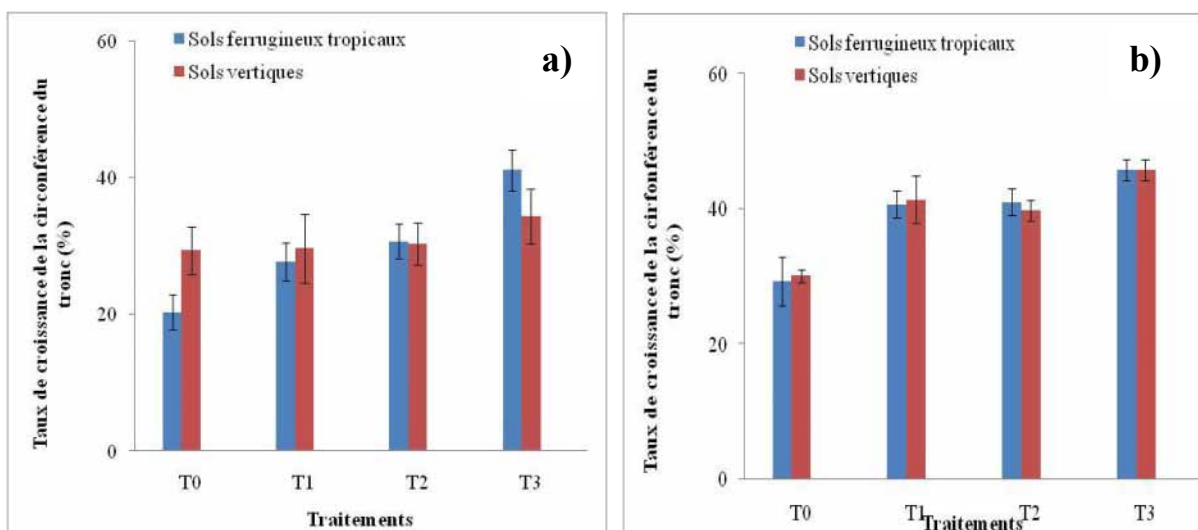
En présence de déchets, le taux de croissance de la circonférence de la tige ne présente pas de différence significative entre les deux types de sol quel que soit le traitement et le temps de culture. Par contre, sans apport de déchets, on observe une différence significativement plus élevée dans les sols vertiques après 3 mois de culture (Figure 12a).



**Figure 11 :** Taux de croissance en hauteur de *Oxytenanthera abyssinica* a) à 3 mois après repiquage b) à 7 mois après repiquage

Les taux de croissance (en %) sont exprimés par les moyennes pour chaque échantillon.

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.



**Figure 12 :** Taux de croissance de la circonférence de la tige de *Oxytenanthera abyssinica* a) à 3 mois après repiquage b) à 7 mois après repiquage

Les taux de croissance (en %) sont exprimés par les moyennes pour chaque échantillon.

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchets

## **2.1.2. Discussion**

Les apports des déchets urbains ont augmenté la croissance des plantes pendant le temps de culture. Le développement de chaque plante était remarquable, puisque les plantes ont atteint des taux de croissance de 43 et 87% respectivement à 3 et 7 mois après la mise en culture. Ces performances pourraient s'expliquer par les propriétés fertilisantes des déchets urbains solides. Les déchets augmentent, dans un premier temps, les nutriments disponibles, tels que N et P. Les déchets renferment également du soufre et des oligoéléments qui sont exportés dans les plantes. D'une part, l'amélioration de la croissance des plantes s'expliquerait par cette disponibilité accrue d'éléments minéraux et d'autre part, ces déchets seraient riches en matière organique.

Des résultats similaires sur la croissance ont été trouvés par Vo et Le (2009) avec le *Vetiveria zizanioides* après 3 mois de culture sur des sols contaminés au cadmium. Aussi, les résultats de Santosh et al. (2009) sur la bioaccumulation de l'arsenic, du chrome et du zinc sur de sols amendés par des bio-fertilisant par *Jatropha curcas* confirment ces résultats.

## **2.2. Etude de la biomasse des organes végétaux (racines, tiges et feuilles)**

Il est important de considérer également la biomasse produite. Une plante peut accumuler énormément, être sensible aux métaux et ne pas pousser une biomasse importante. Elle peut également présenter une grande biomasse végétale pour une plus faible concentration en métal par unité de biomasse.

### **2.2.1. Résultats**

#### **2.2.1.1. Biomasse racinaire et foliaire de *Vetiveria nigriflora***

Les biomasses racinaires et foliaires de *Vetiveria nigriflora* sont respectivement données par les Figures 13 et 14.

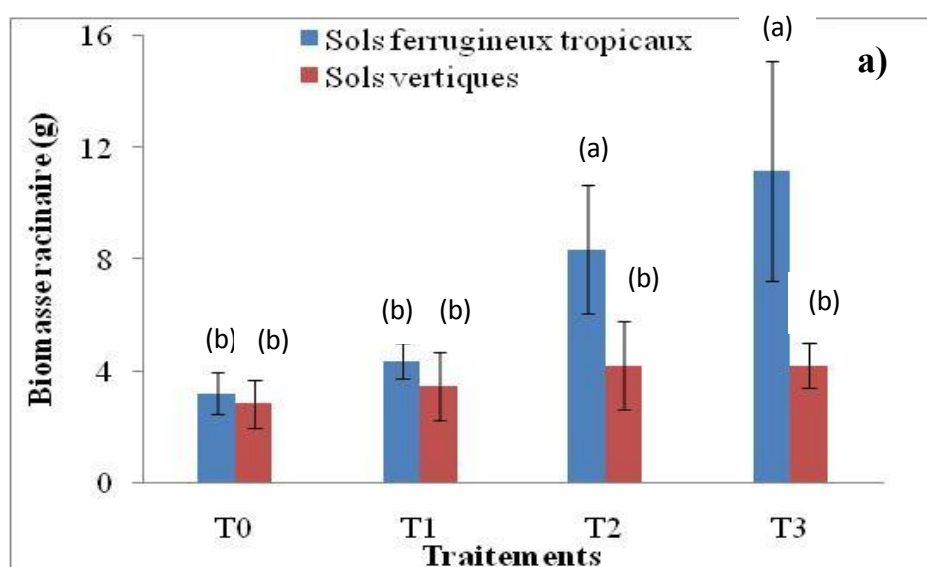
Les biomasses racinaires de vétiver ont augmenté avec la dose d'apport de déchets quel que soit le type de sol et le temps de mise en culture. La biomasse racinaire a atteint après 3 mois de culture dans le traitement T3, 10,3 et 3,82 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques. Après 7 mois, la biomasse racinaire avec le traitement T3 est

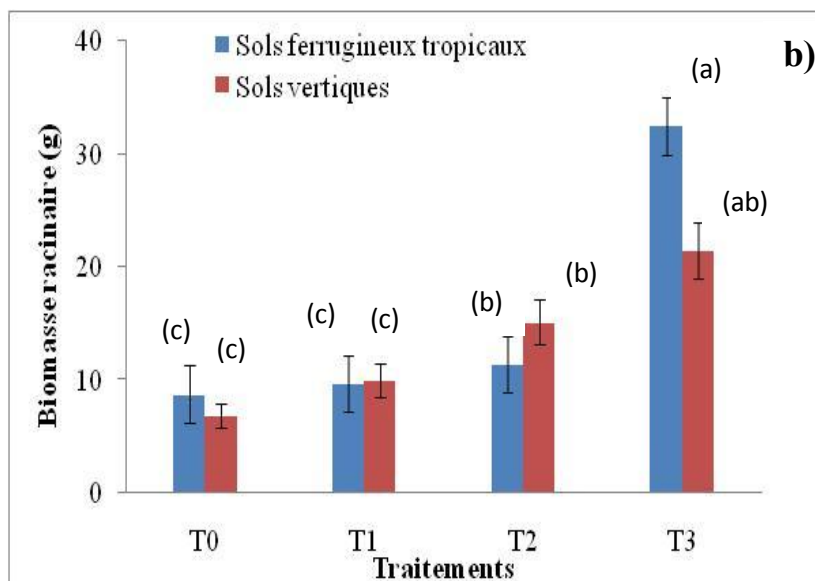
de 32,6 g dans les sols ferrugineux et 19,6 g dans les sols vertiques. Les biomasses racinaires les plus faibles ont été enregistrées avec le traitement témoin T0.

Après 3 mois de culture, la biomasse racinaire de vétiver est significativement plus élevée chez les plantes cultivées dans les sols ferrugineux tropicaux comparée à celles dans les sols vertiques pour les traitements T2 et T3 (Figure 13a).

Dans les sols vertiques, aucune différence significative n'est notée entre les traitements. Par contre, dans les sols ferrugineux tropicaux, les traitements T3 et T2 d'une part, T0 et T1 d'autre part ne montrent pas de différence significative.

Après 7 mois, la différence n'est significativement plus élevée qu'avec le traitement T3 dans les sols ferrugineux tropicaux comparée à celle dans les sols vertiques. Les traitements T0 et T1 ne diffèrent pas significativement quel que soit le type de sol (Figure 13b).





**Figure 13 :** Biomasse racinaire de *Vetiveria nigritana* a) à 3 mois après repiquage b) à 7 mois après repiquage

Les biomasses racinaires (en g) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon. T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.

L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ).

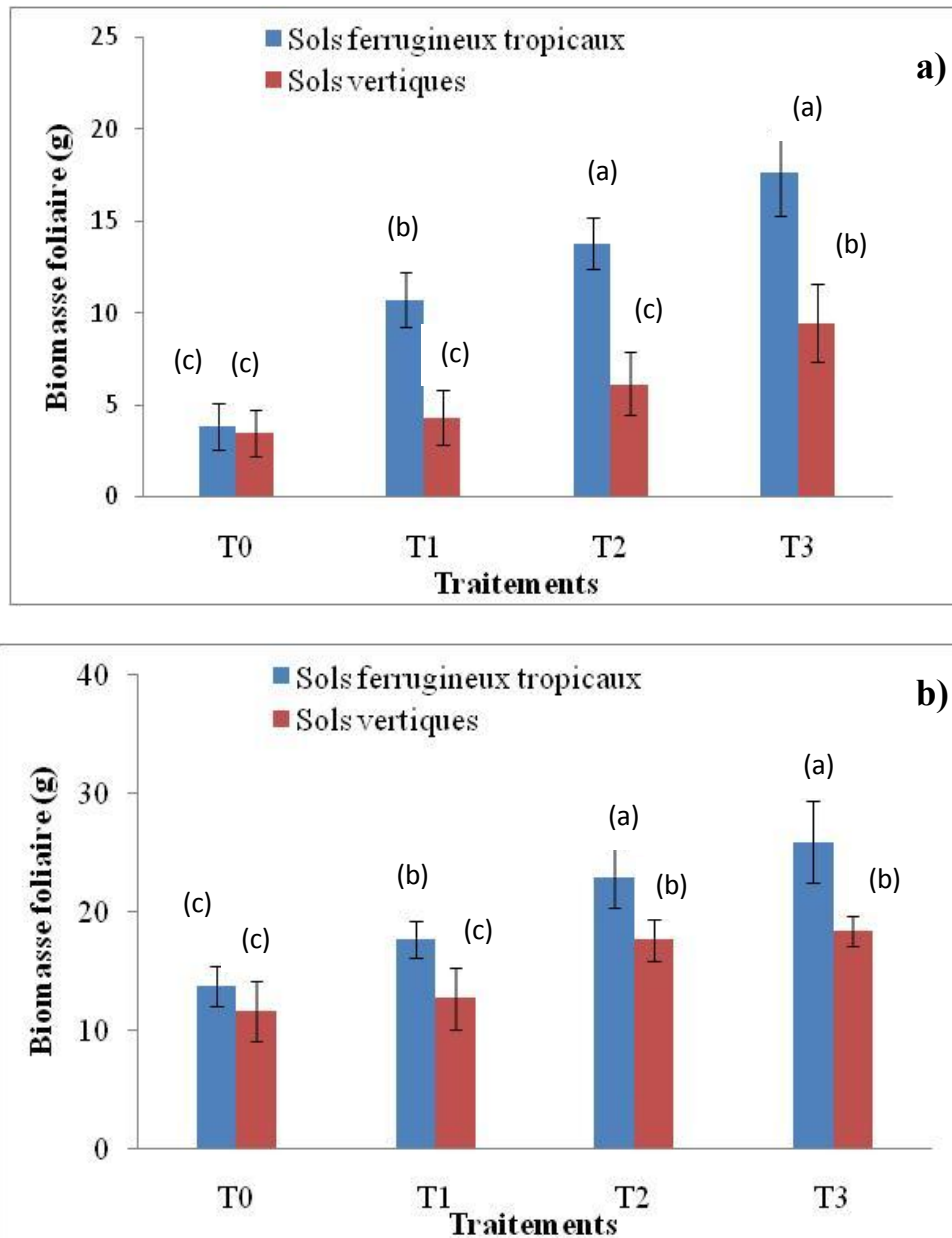
Les biomasses foliaires de vétiver ont augmenté avec la dose d'apport de déchets quel que soit le type de sol et la durée de mise en culture. La biomasse foliaire a atteint après 3 mois de culture dans le traitement T3, 15,6 et 8,2 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques. Après 7 mois, la biomasse foliaire avec le traitement T3 est de 26,1 g dans les sols ferrugineux et 18,8 g dans les sols vertiques. Les biomasses foliaires les plus faibles sont enregistrées avec le traitement témoin T0.

Dans les traitements avec apport de déchets, la biomasse foliaire est significativement plus élevée dans les sols ferrugineux tropicaux comparativement aux sols vertiques pour les deux prélèvements (Figure 14).

Dans les sols sans déchets (traitement T0), l'analyse de variance n'a pas révélé de différence significative entre les deux types de sol quel que soit la durée de mise en culture.

Cependant, après 7 mois de culture, les biomasses foliaires ne sont pas significativement différentes entre les traitements de 15 et 20 t/ha de déchets quel que soit le type de sol (Figure 14b).

Les biomasses foliaires de vétiver ont augmenté avec la dose d'apport de déchets quel que soit le type de sol et le temps de mise en culture.



**Figure 14 :** Biomasse foliaire *Vetiveria nigriflora* a) à 3 mois après repiquage b) à 7 mois après repiquage

Les biomasses foliaires (en g) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon. T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.

L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ).

### 2.2.1.2. Biomasse racinaire et foliaire de *Oxytenanthera abyssinica*

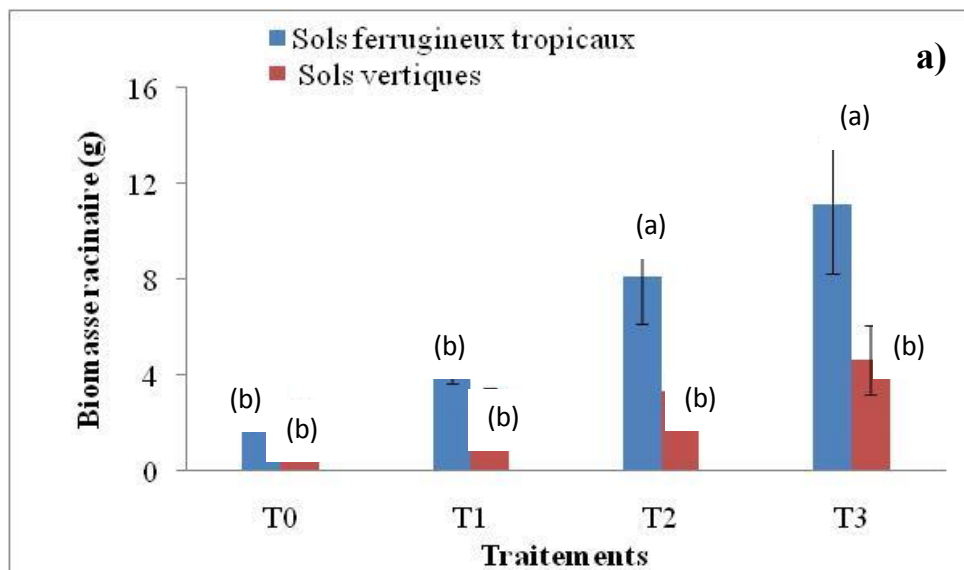
Les biomasses racinaires et foliaires de *Oxytenanthera abyssinica* sont respectivement données par les Figures 15 et 16.

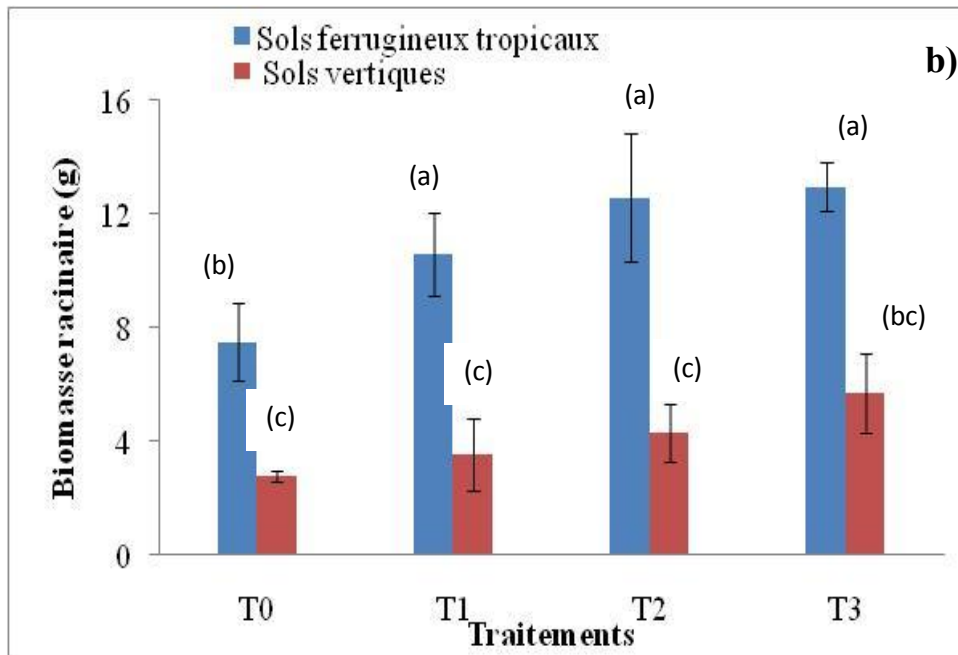


Les biomasses racinaires de *Oxytenanthera abyssinica* ont augmenté avec la dose d'apport de déchets quel que soit le type de sol et le temps de culture. La biomasse racinaire a atteint après 3 mois, dans le traitement T3, 10,1 et 5,8 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques. Après 7 mois, la biomasse racinaire avec le traitement T3 est de 13,8 g dans les sols ferrugineux et 6,3 g dans les sols vertiques. Les biomasses racinaires les plus faibles sont enregistrées avec le traitement témoin.

La biomasse racinaire de bambou est significativement plus élevée chez les plantes qui ont évolué dans les sols ferrugineux tropicaux que celles cultivées dans les sols vertiques quel que soit le traitement et la durée de mise en culture (Figure 15).

Toutefois, les biomasses racinaires ne sont pas significativement différentes entre les traitements dans les sols vertiques quel que soit le prélèvement. Dans les sols ferrugineux avec apport de déchets urbains, l'analyse de variance n'a montré aucune différence significative entre les traitements après 7 mois de culture.





**Figure 15 :** Biomasse racinaire de *Oxytenanthera abyssinica* a) à 3 mois après repiquage b) à 7 mois après repiquage

Les biomasses racinaires (en g) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon. T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.

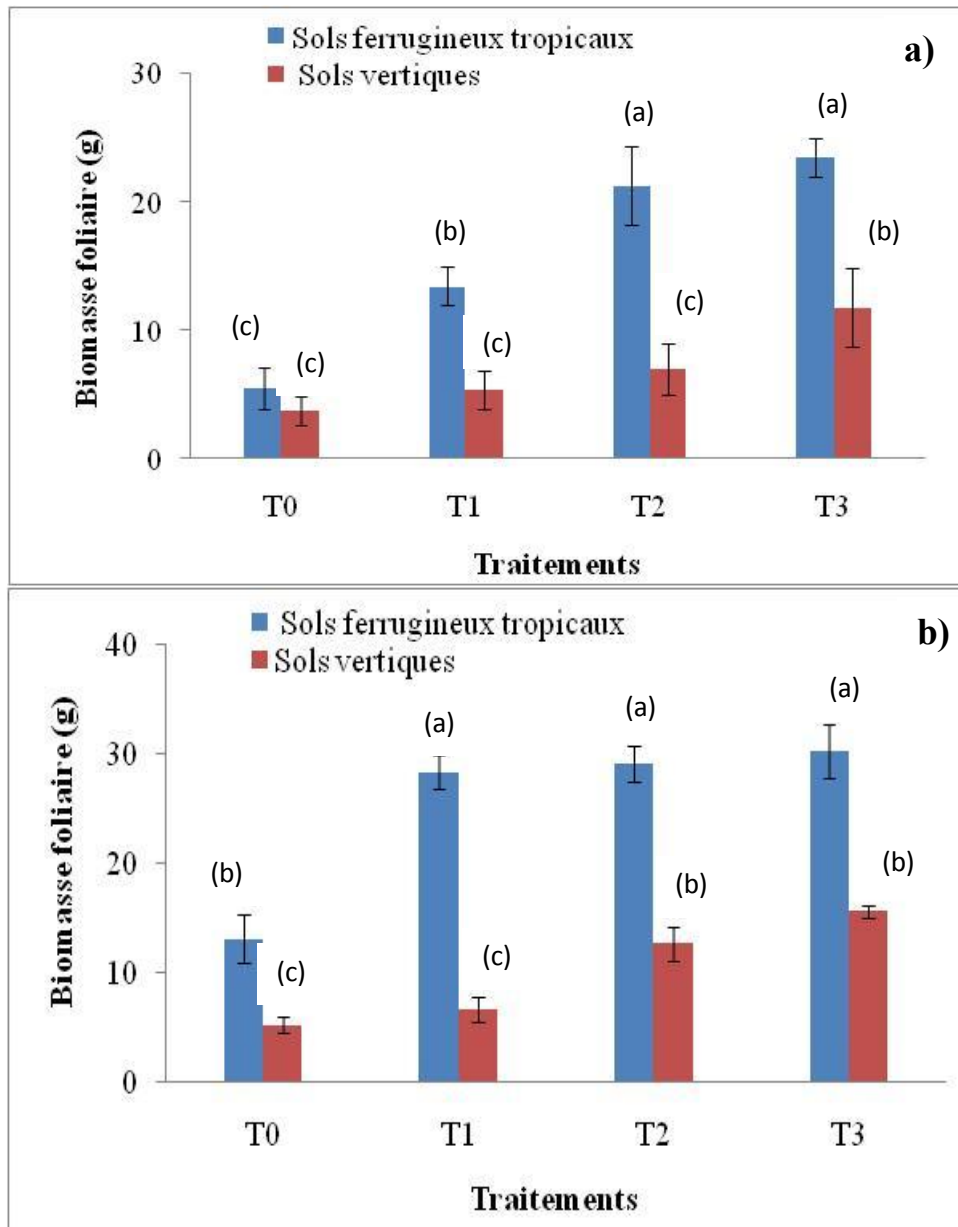
L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ).

Les biomasses foliaires de *Oxytenanthera abyssinica* ont augmenté avec la dose d'apport de déchets quel que soit le type de sol et le temps de culture. La biomasse foliaire a atteint en 3 mois, dans le traitement T3, 24,4 et 12,1 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques. Après 7 mois, la biomasse foliaire, toujours avec le traitement T3 est de 32,3 g dans les sols ferrugineux et 14,6 g dans les sols vertiques. Les biomasses foliaires les plus faibles sont enregistrées avec le traitement témoin.

La biomasse foliaire est significativement plus élevée dans les sols ferrugineux tropicaux comparée aux sols vertiques quel que soit le traitement et le temps de culture.

Par ailleurs, à 7 mois après repiquage, les valeurs de la biomasse foliaire ne sont pas significativement différentes entre les traitements avec apport de déchets dans les sols ferrugineux tropicaux (Figure 15b).

Les biomasses foliaires de bambou ont augmenté avec la dose d'apport de déchets quel que soit le type de sol et le temps de mise en culture.



**Figure 16 :** Biomasse foliaire de *Oxytenanthera abyssinica* a) à 3 mois après repiquage b) à 7 mois après repiquage

Les biomasses foliaires (en g) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon. T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.

L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ).

### 2.2.2. Discussion

Les déchets urbains solides, contaminés par les métaux lourds, ont augmenté les biomasses végétales des plantes. La hausse des biomasses est liée à la quantité de déchets apportés. Elles sont plus importantes avec les doses élevées ainsi qu'avec la durée de mise en

culture. Ces résultats s'expliqueraient par les croissances remarquables enregistrées aux niveaux des plantes en fin de culture. Par ailleurs, des raisons suivantes pourraient être invoquées pour expliquer les effets positifs de ces déchets :

- ✓ une augmentation de la minéralisation de la matière organique dans le sol, en augmentant la disponibilité des nutriments (par exemple la disponibilité du phosphore),
- ✓ la production de microorganismes pouvant stimuler la croissance des végétaux,
- ✓ la dispersion de microorganismes pathogènes pour les racines.

Les biomasses végétales sont plus importantes dans les sols ferrugineux tropicaux comparées aux sols vertiques. Cette différence dans les valeurs de la biomasse entre les deux types de sol serait due aux quantités d'éléments nutriments disponibles pour la plante dans chaque sol.

Par ailleurs, dans les sols contaminés par des métaux lourds, les espèces végétales ont atteint des biomasses importantes. Ces résultats peuvent être comparés à ceux d'Epelde et *al.* (2008) pour la plante *Thlaspi caerulescens* qui, lorsqu'elle est exposée à des pollutions au Cd et au Zn montre une biomasse végétale et des valeurs de ses pigments photosynthétiques supérieures à celles observées chez les témoins. Les travaux de Aude (2009) ont également montré que des cultivars de Skado et de Lena cultivés en hydroponie avec des concentrations croissantes de Cd avaient enregistré des quantités importantes de biomasse.

### **III. Phytoextraction des métaux lourds par les espèces végétales étudiées.**

L'influence des métaux lourds sur les caractéristiques chimiques et sur l'activité microbienne des sols a été clairement démontrée dans la première partie des résultats. Dans la deuxième partie, nous avons pu mettre en évidence l'action bénéfique des déchets contaminés par les métaux lourds sur la croissance végétale des plants tests. Cette croissance des organes végétaux (racines, tiges et feuilles) n'est pas sans importance sur la capacité de phytoextraction des métaux lourds par ces plantes. Dans cette partie des résultats, nous allons déterminer les teneurs et quantifier les métaux lourds (Cd, Cu Pb et Zn) exportés par les différentes parties de chaque plante en fonction des différents traitements et de la durée de la culture.

Les analyses ont porté sur les sols rhizosphériques et sur les organes végétaux des plantes cultivées dans les sols ayant reçus les différents niveaux de déchets (traitements T1, T2 et T3).

### **3.1. Résultats**

#### **3.1.1. Concentrations en métaux lourds dans les sols rhizosphériques**

Les teneurs en métaux lourds dans les sols rhizosphériques en présence de vétiver et de bambou sont respectivement données dans les Tableaux 14 et 15.

Nous constatons en général, une diminution de la concentration en cuivre dans les sols rhizosphériques par rapport aux sols avant culture quel que soit le type de sol, l'espèce végétale et la durée de la culture. Cette baisse des teneurs en cuivre est bien visible dans les sols vertiques avec la dose de 20 t/ha de déchets où la teneur dans les sols avant culture est 3 fois supérieure à celle des sols rhizosphériques après 7 mois. Des baisses de concentrations de la teneur en Cd ont été également enregistrées en occurrence dans les sols ferrugineux tropicaux en présence de bambou après 3 mois de culture.

Pour le zinc et le cadmium, les concentrations ont augmenté dans les sols rhizosphériques par rapport aux sols non rhizosphériques dans la plus par des substrats et quelle que soit la plante. Par ailleurs les teneurs en zinc ont augmenté avec la durée de la mise en culture dans les sols ferrugineux tropicaux.

Les concentrations en plomb ont varié de façon irrégulière entre les différents substrats et avec le temps de culture.

**Tableau 14:** Teneur en métaux lourds des sols rhizosphériques en présence de vétiver et des sols avant repiquage

Types de sol	Traitements	Teneurs en métaux lourds (mg/kg)				
		Cd	Cu	Pb	Zn	
Ferrugineux tropicaux	T1	SAC	1	4	30	110
		SR1	1	31	28*	121
		SR2	0,01*	24*	92	160
	T2	SAC	2	38	26	126
		SR1	1	26*	19*	143
		SR2	17	29*	38	214
	T3	SAC	0,8	41	20	170
		SR1	1	32	28*	161
		SR2	14	27*	0,01*	172
Vertiques	T1	SAC	0,6	71	20	118
		SR1	2	64	28*	158
		SR2	13	36	8*	128
	T2	SAC	1	70	22	160
		SR1	1,8	54	36	188
		SR2	0,01*	31	28*	119
	T3	SAC	1	76	25	166
		SR1	1,61	53	35	210
		SR2	18	26*	0,01*	176

\* Ces concentrations sont inférieures par comparaison avec les moyennes mondiales des sols non contaminés dans les sols rhizosphériques (Bowen, 1979).

T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.

SAC : sol avant culture SR1 : sol rhizosphérique à 3 mois après culture SR2 : sol rhizosphérique à 7 mois après culture

**Tableau 15:** Teneur en métaux lourds des sols rhizosphériques en présence de bambou et des sols avant repiquage

Types de sol	Traitements	Teneurs en métaux lourds (mg/kg)				
		Cd	Cu	Pb	Zn	
Ferrugineux tropicaux	T1	SAC	1	4	30	110
		SR1	0,6	28*	24*	127
		SR2	0,01*	203	90	510
	T2	SAC	2	38	26	126
		SR1	0,77	40	18*	149
		SR2	10	25*	2*	165
	T3	SAC	0,8	41	20	170
		SR1	0,6	27*	19*	146
		SR2	0,01*	21*	23*	198
Vertiques	T1	SAC	0,6	71	20	118
		SR1	1,9	59	22*	148
		SR2	16	25*	49	133
	T2	SAC	1	70	22	160
		SR1	1	60	29*	170
		SR2	15	43	72	188
	T3	SAC	1	76	25	166
		SR1	1,6	61	44	208
		SR2	10	27*	150	175

\* Ces concentrations sont inférieures par comparaison avec les moyennes mondiales des sols non contaminés dans les sols rhizosphériques (Bowen, 1979).

T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.

SAC : sol avant culture SR1 : sol rhizosphérique à 3 mois après culture SR2 : sol rhizosphérique à 7 mois après culture

### 3.1.2. Teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux de vétiver et de bambou

#### 3.1.2.1. Teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux de vétiver

Les résultats de l'analyse des teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux de *Vetiveria nigriflora* sont résumés dans les Tableaux 16 et 17 respectivement au niveau des racines et des feuilles.

Les résultats au niveau racinaire montrent des teneurs en Cd qui varient entre 10 et 33 mg/kg, entre 2 et 63 mg/kg pour le Cu, entre 60 et 120 mg/kg pour le Pb et entre 111 et 867 mg/kg pour le Zn dans les sols ferrugineux tropicaux. Dans les sols vertiques, on note des teneurs en Cd qui varient entre 10 et 20 mg/kg, entre 9 et 38 mg/kg pour le Cu, entre 10 et 133 mg/kg pour le Pb et entre 152 et 760 mg/kg pour le Zn.

**Tableau 16 :** Teneurs en métaux lourds dans les racines de vétiver

Types de sol	Doses d'apport de déchets (tonne/ ha)	Date de prélèvement	Teneurs en métaux lourds (mg/kg)			
			Cd	Cu	Pb	Zn
ferrugineux tropicaux	10	3 mois	12	32	0,01*	168
ferrugineux tropicaux	15	3 mois	17	2*	120	138
ferrugineux tropicaux	20	3 mois	32	28*	60	152
Vertiques	10	3 mois	0,01*	38	40	198
Vertiques	15	3 mois	15	21*	100	240
Vertiques	20	3 mois	32	28*	60	152
ferrugineux tropicaux	10	7 mois	10	20*	0,01*	111*
ferrugineux tropicaux	15	7 mois	17	28*	110	244
ferrugineux tropicaux	20	7 mois	33	63	0,01*	867
Vertiques	10	7 mois	22	9*	81	191
Vertiques	15	7 mois	10	29*	10	238
Vertiques	20	7 mois	53	13*	133	760

\* : Ces valeurs sont comprises dans la gamme des concentrations normales pour les plantes (Larcher, 2003).

Au niveau des feuilles et dans les sols ferrugineux tropicaux, les teneurs en Cd sont comprises entre 14 et 28 mg/kg, celles de Cu entre 24 et 50,1 mg/kg, 38 et 99 mg/kg de Pb, 160



et 349 mg/kg de Zn. Dans les sols vertiques, les teneurs en Cd varient entre 14 et 20 mg/kg, 21 et 36 mg/kg pour le Cu, entre 8 et 168 mg/kg pour le Pb et entre 118 et 236 mg/kg pour le Zn.

**Tableau 17** : Teneurs en métaux lourds dans les feuilles de vétiver

Types de sol	Doses d'apport de déchets (tonne/ha)	Date de prélèvement	Teneurs en métaux lourds (mg/kg)			
			Cd	Cu	Pb	Zn
ferrugineux tropicaux	10	3 mois	16	29*	47	349
ferrugineux tropicaux	15	3 mois	18	37	99	201
ferrugineux tropicaux	20	3 mois	28	50,1	92	208
Vertiques	10	3 mois	14	30	85	125*
Vertiques	15	3 mois	20	21*	168	236
Vertiques	20	3 mois	17	35	0,01*	118*
ferrugineux tropicaux	10	7 mois	0,01*	24*	92	160
ferrugineux tropicaux	15	7 mois	17	29*	38	214
ferrugineux tropicaux	20	7 mois	14	27*	0,01*	172
Vertiques	10	7 mois	13	36	8*	128
Vertiques	15	7 mois	0,01*	31	28	119
Vertiques	20	7 mois	18	26*	0,01*	176

\* : Ces valeurs sont comprises dans la gamme des concentrations normales pour les plantes (Larcher, 2003).

### 3.1.2.2. Teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux de bambou

Les résultats de l'analyse des teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux de *Oxytenanthera abyssinica* sont données dans les Tableaux 18 et 19 respectivement au niveau des racines et des feuilles.

Au niveau racinaire, nous avons noté entre 10 et 60 mg/kg de Cd, entre 5 et 70 mg/kg de Cu, entre 67 et 80 mg/kg de Pb et entre 170 et 1135 mg/kg de Zn dans les sols ferrugineux tropicaux. Dans les sols vertiques, les teneurs en métaux varient entre 12 et 30 mg/kg de Cd, entre 10 et 56 mg/kg de Cu, entre 50 et 320 mg/kg de Pb et entre 159 et 308 mg/kg de Zn.

**Tableau 18** : Teneurs en métaux lourds dans les racines de bambou

Types de sol	Doses d'apport de déchets (tonne/ ha)	Date de prélèvement	Teneurs en métaux lourds (mg/kg)			
			Cd	Cu	Pb	Zn
Ferrugineux tropicaux	10	3 mois	55	5*	80	1090
Ferrugineux tropicaux	15	3 mois	37	70	67	510
Ferrugineux tropicaux	20	3 mois	19	30	0,01*	184
Vertiques	10	3 mois	30	38	320	292
Vertiques	15	3 mois	12	56	0,01*	213
Vertiques	20	3 mois	19	40	50	308
Ferrugineux tropicaux	10	7 mois	60	25*	0,01*	1335
Ferrugineux tropicaux	15	7 mois	28	54	0,01*	362
Ferrugineux tropicaux	20	7 mois	10	10*	70	170
Vertiques	10	7 mois	17	10*	50	189
Vertiques	15	7 mois	16	26*	120	174
Vertiques	20	7 mois	19	26*	30	159

\* : Ces valeurs sont comprises dans la gamme des concentrations normales pour les plantes (Larcher, 2003).

Les valeurs enregistrées au niveau des feuilles montrent des teneurs en Cd qui varient entre 10 et 40 mg/kg, entre 21 et 203 mg/kg pour le Cu, entre 2 et 120 mg/kg pour le Pb et entre 98 et 510 mg/kg pour le Zn dans les sols ferrugineux tropicaux. Dans les sols vertiques, les

teneurs sont de l'ordre de 10 à 21 mg/kg pour le Cd, 17 à 43 mg/kg pour le Cu, 28 à 110 mg/kg pour le Pb et 133 à 205 mg/kg pour le Zn.

**Tableau 19** : Teneurs en métaux lourds dans les feuilles de bambou

Types de sol	Doses d'apport de déchets (tonne/ha)	Date de prélèvement	Teneurs en métaux lourds (mg/kg)			
			Cd	Cu	Pb	Zn
Ferrugineux tropicaux	10	3 mois	40	28*	120	422
Ferrugineux tropicaux	15	3 mois	19	30	109	200
Ferrugineux tropicaux	20	3 mois	15	30	80	141*
Vertiques	10	3 mois	21	17*	110	205
Vertiques	15	3 mois	15	27*	28	155
Vertiques	20	3 mois	12	31	0,01*	186
Ferrugineux tropicaux	10	7 mois	0,01*	203	90	510
Ferrugineux tropicaux	15	7 mois	10	25*	2*	165
Ferrugineux tropicaux	20	7 mois	0,01*	21*	23	98*
Vertiques	10	7 mois	16	25*	49	133*
Vertiques	15	7 mois	15	43	72	188
Vertiques	20	7 mois	10	27*	150	175

\* : Ces valeurs sont comprises dans la gamme des concentrations normales pour les plantes (Larcher, 2003).

## **3.2. Discussion**

### **3.2.1. Teneurs en métaux lourds dans les sols rhizosphériques**

Les résultats montrent que les teneurs en métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) des sols après culture ont varié avec la présence de l'espèce végétale et le temps de culture.

D'une manière générale, les teneurs en Cu dans les sols rhizosphériques ont baissé par rapport aux sols avant culture quel que soit le type de sol et l'espèce végétale. Cette diminution de la teneur en Cu est importante avec le temps de mise en culture. La teneur en Cd a aussi baissée dans les sols vertiques après 3 mois de culture. Cette diminution de la teneur s'expliquerait par le prélèvement de ces métaux lourds par les plantes testées. De tels résultats sont similaires à ceux trouvés par Luo et *al.* (2000) et qui expliquent cette diminution par le prélèvement de ces métaux par la plante.

Cependant, des hausses de la concentration en métaux lourds ont également été enregistrées. Cette hausse s'expliquerait par une immobilisation de ces métaux dans la rhizosphère.

### **3.2.2. Teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux des plantes**

L'analyse des teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux des plantes a permis de déterminer les quantités de métaux lourds accumulées par organe végétal de chaque espèce (Annexe 1).

Les résultats ont montré la capacité des plantes testées à accumuler des quantités de Cd, de Cu, de Pb et de Zn. Toutefois, les quantités exportées par chaque organe végétal dépendent de sa biomasse qui, elle aussi est fonction de la dose de déchets apportée (Annexe 1). Ce résultat confirme celui de Khan et *al.* (2000) qui a montré que l'efficacité de la dépollution dépend de la quantité de biomasse aérienne.

D'une façon générale, les teneurs en métaux lourds obtenues dans les biomasses sèches des organes sont supérieures ou égales aux valeurs obtenues avec les concentrations critiques au-dessus desquelles les effets de toxicité sont possibles (5-30 mg/kg pour le Cd, 20-100 mg/kg pour le Cu, 30-300 mg/kg pour le Pb et 100-400 mg/kg pour le Zn) selon Larcher et *al.* (2003).

Les résultats similaires ont été observés avec Adhikari et *al.* (2010). En effet, ces travaux ont montré que *Typha augustifolia* L. (*Typhaceae*) est capable d'accumuler les fortes

concentrations de Pb dans les racines (1200 mg/kg) et dans les feuilles (275 mg/kg) tandis que *Ipomoea carnea* L. (*Convolvulaceae*) pouvait également accumuler 1500 et 475 mg/kg respectivement dans les racines et dans les feuilles.

Des résultats semblables chez *Arabidopsis halleri* ont été obtenus avec le Cd et Zn (Zhao et al., 2000). *A. halleri* avait des teneurs foliaires de 300 mg/kg de Cd et 20800 mg/kg de Zn, valeurs tout à fait conformes aux références bibliographiques disponibles pour cette espèce (Zhao et al., 2000). Ces teneurs sont conformes à celles reportées par les travaux de Vandecasteele et al. (2008) qui ont montré une augmentation des teneurs de Cd et de Zn chez *Acer sp.*, *B. pendula* et *F. excelsior*. Des résultats semblables ont été observés pour le bouleau, l'érable, le tilleul, le saule (Piczak et al., 2003) et le peuplier (Laureysens et al., 2004). Aux Etats-Unis, *Alyssum corsicum* et *Alyssum corsicum* sont utilisées pour la phytoextraction du nickel; elles peuvent accumuler plus de 20000 mg/kg de nickel dans les parties aériennes (Chaney et al., 2007).

Pour le Zn, il a été montré qu'une concentration de 100 mg/kg dans le fourrage est considérée être chroniquement toxique aux animaux (Dudka et al., 1995). Le niveau de zinc trouvé dans les feuilles et racines dans notre étude est bien au-dessus de la concentration toxique dans le fourrage. Ce résultat est similaire à celui trouvé en Gipuzkoa (Espagne) chez *Lolium sp.*, une graminée, où la concentration en Zn dépasse de loin le niveau critique (Maiz et al., 2000).

Les quantités différentes de métaux exportées par les organes végétaux pourraient s'expliquer par les biomasses produites mais aussi par la capacité de chaque plante à transférer le métal vers ses parties aériennes. Pour ce qui est de la corrélation entre la quantité de métaux accumulée par rapport à la biomasse produite, des résultats ont été prouvés par de nombreux auteurs (Vandecasteele et al., 2008).

La faible teneur en Pb pourrait s'expliquer par la faible mobilité de ce métal dans les sols. Les travaux de Orłowska et al. (2002) ont montré que le plomb a une faible mobilité dans le sol (moins mobile que le Zn). La majeure partie du Cd ou du Pb prélevée par la plante est stockée dans la cuticule et les parois cellulaires sous forme insoluble et ne pénètre donc pas davantage dans la plante (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

Les fortes teneurs en Zn et Cu peuvent se justifier par le fait que ces métaux sont des oligo-éléments qui sont naturellement prélevés par les plantes.

Cependant, le processus de phytoextraction des métaux dépend de la biodisponibilité du métal dans le sol (Brown et *al.*, 1995) or cette biodisponibilité peut être influencée par de multiples facteurs (abiotiques et biotiques) dans l'environnement contaminé.

De nos jours, très peu d'études se sont intéressées à la phytoextraction des plantes utilisées dans cette étude à l'exception du *Vetiveria nigriflora*. Le bambou est connu en tant que plante d'épuration des eaux usées. C'est peut être ce pouvoir purificateur qu'il utilise pour la décontamination des sols pollués. Cependant, d'autres études sur la physiologie de ces plantes pourraient expliquer leur capacité à bioaccumuler les métaux lourds.

D'un point de vue écotoxicologique, le transfert des métaux vers les parties aériennes est une propriété non désirable puisque les métaux qui s'accumulent peuvent passer dans la chaîne alimentaire par le biais des herbivores.

## **Conclusion partielle**

Il ressort des résultats obtenus, que l'apport de déchets urbains solides a permis d'améliorer significativement les teneur des propriétés chimiques des sols. Les résultats sur le dégagement de C-CO<sub>2</sub> cumulé ont montré que le type de sol et le traitement ont un impact significatif sur la respiration des sols avant culture. La biomasse microbienne a augmenté significativement avec l'ajout de déchets urbains solides.

Les traitements T1, T2 et T3 améliorent significativement le développement de vétiver et de bambou par rapport au traitement T0. Sur le plan de la croissance, le traitement à dose de 20 t/ha de déchets a permis une augmentation de 61,9 et 68,75% respectivement avec le vétiver et le bambou.

Après avoir comparé nos résultats avec ceux obtenus par la littérature, il apparaît que le bambou et le vétiver ont accumulé des teneurs importantes de métaux lourds. Les teneurs de métaux accumulées sont comprises dans la gamme de grandeur des teneurs excessives ou toxiques. Ces valeurs sont de l'ordre de 5 à 30 mg/kg pour le Cd, 20 à 200 mg/kg pour le Cu, 30 à 100 mg/kg pour le Pb et 100 à 400 mg/kg pour le Zn (Larcher, 2003). Toutefois, le bambou a le plus accumulé de métaux par rapport au vétiver. Les résultats confirment l'hypothèse de départ à savoir que les espèces végétales testées sont intéressantes pour la phytoextraction du Cd, Cu, Pb et Zn.

## **CHAPITRE II. PHYTOEXTRACTION DU CADMIUM, CUIVRE, PLOMB ET ZINC PAR *BARLERIA REPENS*, *CYMBOPOGON CITRATUS* ET *LANTANA CAMARA***

Dans cette partie du travail, nous nous sommes intéressés à trois espèces végétales pour accumuler les métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) contenus dans deux types de sol. Ces sols sont de type ferrugineux tropical et de type brun vertique contaminés aux métaux lourds par apport de déchets urbains solides aux doses croissantes de 0 ; 3,4 ; 5, et 6,8 kg de déchets.

L'expérimentation a duré trois mois. Lors de la mise en place de l'expérimentation, un plant est placé dans chaque pot. Les espèces végétales concernées étaient : *Barleria repens* (Ness), *Lantana camara* Linn. et *Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf.

A la fin de l'expérimentation, la croissance des plantes, les caractéristiques chimiques et microbiologiques des substrats ainsi que les teneurs en métaux lourds dans les parties végétales sont déterminées en fonction des différentes doses de déchets.

### **I. Niveau de contamination initiale, caractéristiques chimiques et activités microbiennes des sols des différents traitements**

#### **1.1. Niveau de contamination des différents substrats avant repiquage des plantes**

##### **1.1.1. Résultats**

##### **1.1.1.1. Teneurs initiales en métaux lourds dans les différents substrats**

Les teneurs en métaux lourds dans les différents substrats de référence ont préalablement été déterminées et sont présentées dans le Tableau 20.

Les sols ferrugineux tropicaux se caractérisent par des teneurs qui varient entre 0,8 et 1 mg/kg de Cd, 20 et 31 mg/kg de Cu, 5 et 29 mg/kg de Pb, 30 et 166 mg/kg de Zn. Dans les sols vertiques, les teneurs varient entre 1 et 1,7 mg/kg de Cd, 59 et 80 mg/kg de Cu, 14 et 28 mg/kg de Pb, 85 et 181 mg/kg de Zn. Les teneurs les plus élevées en Cu, en Cd et Zn sont obtenues dans les sols vertiques respectivement avec les doses de 0, 10 et 20 tonnes de déchets/ha, celles en Pb dans les sols ferrugineux tropicaux avec la dose de 20 tonnes de déchets/ha.

**Tableau 20** : Teneurs initiales en métaux lourds (mg/kg) des substrats

Echantillons (substrats)	Teneurs en métaux lourds (mg/kg)			
	Cd	Cu	Pb	Zn
Sols ferrugineux tropicaux sans apport de déchets (SFT/T0)	0,8	20*	5*	30
Sols ferrugineux tropicaux + 3,4 kg de déchets (SFT/T1)	1	23	21*	115
Sols ferrugineux tropicaux + 5,1 kg de déchets (SFT/T2)	0,8	29	26*	144
Sols ferrugineux tropicaux + 6,8 kg de déchets (SFT/T3)	0,9	31	29*	166
Sols vertiques sans apport de déchets (SV/T0)	1	80	14*	85
Sols vertiques + 3,4 kg de déchets (SV/T1)	2	65	27*	154
Sols vertiques + 5,1 kg de déchets (SV/T2)	1,4	61	26*	173
Sols vertiques + 6,8 kg de déchets (SV/T3)	1,7	59	28*	181

\* Ces concentrations sont inférieures par comparaison avec les moyennes mondiales des sols non contaminés (Bowen, 1979)

### 1.1.1.2. Index de pollution des métaux lourds dans les différents substrats

L'index de pollution est calculé pour les sols contaminés par apports de déchets aux doses de 10, 15 et 20 tonnes à l'hectare. Les résultats des index de pollution des substrats sont présentés dans le Tableau 21.

L'index de pollution a augmenté avec la dose de déchets dans les sols ferrugineux tropicaux tandis que dans les sols vertiques, celui-ci a diminué.



**Tableau 21:** Index de pollution des sols des traitements

Sols contaminés	SFT/T1	SFT/T2	SFT/T3	SV/T1	SV/T2	SV/T3
<b>Index de pollution</b>	0,29	0,32	0,36	0,52	0,48	0,41

SFT/T1 : sols ferrugineux tropicaux + 3,4 kg de déchets SFT/T2 : sols ferrugineux tropicaux + 5,1 kg de déchets SFT/T3 : sols ferrugineux tropicaux + 6,8 kg de déchets SV/T1 : sols vertiques + 3,4 kg de déchets SV/T2 : sols vertiques + 5,1 kg de déchets SV/T3 : sols vertiques + 6,8 kg de déchets

### 1.1.2. Discussion

Dans les substrats, les plus fortes teneurs en Pb et en Zn sont obtenues avec la dose de 20 tonnes/ha de déchets. Quant aux Cd et Cu, les teneurs élevées sont données respectivement par les doses de 10 t/ha et 0 t/ha de déchets.

L'apport de déchets urbains a permis de relever les teneurs en métaux lourds, excepté celles de Cu.

Les concentrations obtenues dans les différents substrats sont supérieures par comparaison avec les moyennes mondiales (Cd 0,35 mg/kg; Cu 30 mg/kg; Pb 35 mg/kg; Zn 90 mg/kg; Bowen, 1979) des sols non contaminés, exception faite du Pb.

## 1.2. Caractéristiques chimiques des sols des différents traitements

### 1.2.1. Résultats

La caractérisation chimique des sols a porté sur les 8 propriétés suivantes : pH<sub>eau</sub>, carbone, azote, phosphore, potassium total, P-assimilable, C/N et capacité d'échange cationique (CEC).

Les résultats des caractéristiques chimiques des substrats sont présentés dans les Tableaux 22 et 23.

Au départ, les sols ferrugineux tropicaux ont un pHeau faiblement acide (6,6) et les sols vertiques, un pHeau légèrement basique (7,9). L'apport de déchets urbains solides a augmenté le pHeau de 2 unités et de 1 unité respectivement pour les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques. L'analyse de variance montre que les valeurs de pH sont significativement différentes entre les traitements avec apport de déchet et le témoin dans les sols ferrugineux tropicaux.

Avant application de déchets, les sols ferrugineux tropicaux ont une faible teneur en carbone (0,12 g/kg). Les sols vertiques ont une teneur encore plus faible que les sols ferrugineux (0,09 g/kg). L'ajout de déchets a augmenté la teneur dans les sols ferrugineux en rapport avec la dose d'application. Les teneurs sont plus élevées avec la quantité de déchets apportées. Dans les sols vertiques, la hausse est notée avec les traitements à dose de 15 et 20 t/ha de déchets qui ont observé une augmentation de 0,14 g/kg. Toutefois, l'apport de déchets urbains a eu un impact significatif sur la teneur en carbone total quel que soit le type de sol.

L'apport de déchets urbains a augmenté la teneur des éléments nutritifs N, P et K total des traitements avec ajout de déchets comparés au témoin dans les deux types de sol. N-total a augmenté de 0,01 g/kg dans les deux types de sol. Le P-total est 6 et 10 fois plus élevé respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques. Quant à K-total, il a augmenté en moyenne de 150 et de 1400 mg/kg respectivement dans les sols ferrugineux et dans les sols vertiques au niveau des traitements avec déchet. L'analyse de variance a révélé une différence significative de l'apport des déchets sur les teneurs en N, P et K total.

L'ajout de déchets urbains a considérablement augmenté la teneur en P-assimilable quel que soit le type de sol et la dose de déchet. Dans le traitement T3 par exemple, la teneur est passée de 1,68 à 64,28 mg/kg et de 0,63 à 32,3 mg/kg respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et vertiques. Ces différences entre le témoin et les autres traitements ont été significatives avec le test de Student Newman Keuls au seuil de 5%.

Quant au rapport C/N, il a baissé de 3 unités pour le traitement T2 et T3 de 2 unités pour T1 dans les sols ferrugineux. Dans les sols vertiques, la valeur de C/N est passée de 9 à 10 unités uniquement pour le traitement T3. Les résultats de l'ANOVA ont montré une différence significative entre les traitements dans les sols ferrugineux tropicaux. Cependant, aucune différence significative n'a été observée entre les traitements dans les sols vertiques.

Avant application de déchets urbains, les sols ferrugineux ont une CEC très faible (4,75 C mol/kg) et les sols vertiques une CEC très bonne (27,55 C mol/kg). L'ajout de déchets a augmenté la CEC des sols ferrugineux tropicaux de 1 C mol/kg ; dans les sols vertiques, la

CEC est diminuée de moitié pour ces trois traitements (T1, T2 et T3). L'analyse de variance a montré que la baisse de la CEC dans sols vertiques est significative au seuil de 5%.

**Tableau 22:** Caractéristiques chimiques des substrats des différents traitements dans les sols ferrugineux tropicaux

Traitements	Paramètres							
	pHeau	Carbone (g/kg)	N-total (g/kg)	C/N	P-total (mg/kg)	P-Ass (mg/kg)	K-Total (mg/kg)	CEC (C mol/kg)
SFT/T0	6,66 <sup>b</sup>	0,12 <sup>b</sup>	0,009 <sup>b</sup>	13 <sup>a</sup>	160 <sup>b</sup>	1,68 <sup>b</sup>	2068 <sup>b</sup>	4,75 <sup>a</sup>
SFT/T1	8,16 <sup>a</sup>	0,19 <sup>a</sup>	0,017 <sup>a</sup>	11 <sup>ab</sup>	604 <sup>ab</sup>	57,20 <sup>a</sup>	2200 <sup>a</sup>	5,40 <sup>a</sup>
SFT/T2	8,36 <sup>a</sup>	0,21 <sup>a</sup>	0,020 <sup>a</sup>	10 <sup>b</sup>	789 <sup>a</sup>	67,49 <sup>a</sup>	2267 <sup>a</sup>	5,65 <sup>a</sup>
SFT/T3	8,52 <sup>a</sup>	0,27 <sup>a</sup>	0,019 <sup>a</sup>	10 <sup>b</sup>	795 <sup>a</sup>	64,28 <sup>a</sup>	2294 <sup>a</sup>	5,65 <sup>a</sup>

Nombre de répétition n=3 pour chaque moyenne. Les moyennes dans la même colonne suivies de la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 5%.

SFT/T0 : sols ferrugineux tropicaux sans apport de déchet SFT/T1 : sols ferrugineux tropicaux +déchets à la dose de 10 tonnes/ha SFT/T2 : sols ferrugineux tropicaux +déchets à la dose de 15 tonnes/ha SFT/T3 : sols ferrugineux tropicaux +déchets à la dose de 20 tonnes/ha

**Tableau 23:** Caractéristiques chimiques des substrats des différents traitements dans les sols vertiques

Traitements	Paramètres							
	pHeau	Carbone (g/kg)	N-total (g/kg)	C/N	P-total (mg/kg)	P-Ass (mg/kg)	K-Total (mg/kg)	CEC (C mol/kg)
SV/T0	7,94 <sup>a</sup>	0,09 <sup>b</sup>	0,010 <sup>b</sup>	9 <sup>a</sup>	106 <sup>b</sup>	0,63 <sup>b</sup>	785 <sup>b</sup>	27,5 <sup>a</sup>
SV/T1	8,21 <sup>a</sup>	0,02 <sup>b</sup>	0,025 <sup>a</sup>	9 <sup>a</sup>	1103 <sup>a</sup>	26,5 <sup>a</sup>	2068 <sup>a</sup>	13,3 <sup>b</sup>
SV/T2	8,19 <sup>a</sup>	0,21 <sup>a</sup>	0,024 <sup>a</sup>	9 <sup>a</sup>	1133 <sup>a</sup>	30,5 <sup>a</sup>	2200 <sup>a</sup>	14,4 <sup>b</sup>
SV/T3	8,14 <sup>a</sup>	0,23 <sup>a</sup>	0,021 <sup>a</sup>	10 <sup>a</sup>	906 <sup>a</sup>	32,3 <sup>a</sup>	2266 <sup>a</sup>	14,9 <sup>b</sup>

Nombre de répétition n=3 pour chaque moyenne. Les moyennes dans la même colonne suivies de la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 5%.

SFT/T0 : sols ferrugineux tropicaux sans apport de déchet SFT/T1 : sols ferrugineux tropicaux +déchets à la dose de 10 tonnes/ha SFT/T2 : sols ferrugineux tropicaux +déchets à la dose de 15 tonnes/ha SFT/T3 : sols ferrugineux tropicaux +déchets à la dose de 20 tonnes/ha

### 1.2.2. Discussion

Les résultats montrent que l'ajout de déchets a augmenté les teneurs des paramètres chimiques dans les deux types de sol. Les doses de déchets de 15 et 20 t/ha ont montré des augmentations plus importantes comparativement aux sols sans déchets. Les travaux de Bacyé et *al.*, 1998 attestent ces résultats. Ces travaux ont montré une hausse des caractéristiques chimiques des sols en présence de la poudrette de fumier.

Les résultats indiquent une légère augmentation du pH avec l'ajout de déchets urbains solides. Ceci traduit une diminution de l'acidité des sols. Les travaux de Logan et *al.*, 1997) ont également montré une hausse de la valeur du pH avec l'augmentation du taux de matière organique dans le sol.

Les teneurs en carbone total sont très faibles dans les sols avant apport de déchets. L'ajout de déchets a augmenté les teneurs en carbone de 0,1 et 0,2 g/kg respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques. Cette hausse pourrait être liée à l'évolution rapide de la matière organique dans les sols des zones tropicales (Nacro et *al.*, 1996).

La minéralisation de la matière organique au cours de la mise en culture libère les éléments nutritifs majeurs (N, P, K). En effet, la matière organique contenu dans les déchets améliore les propriétés biologiques et physico-chimiques du sol et constitue une source d'éléments nutritifs pour les cultures (Misra et *al.*, 2005).

Les teneurs en P-assimilable ont noté une hausse hautement significative avec l'ajout de déchets. Ces travaux corroborent ceux de Pallo et *al.* (2008).

La capacité d'échange cationique (CEC) a noté une légère augmentation avec apport de déchets dans les sols ferrugineux tropicaux. Ouédraogo (2004) et Lompo (2005) soulignent que la matière organique accroît la capacité d'échange cationique. Cependant, on a observé une baisse remarquable de la CEC dans les sols vertiques. Dans les traitements avec apport de déchets, elle est deux fois plus faible comparativement au traitement témoin.

### **1.3. Effet des déchets urbains sur l'activité microbienne des différents traitements**

#### **1.3.1. Résultats**

##### **1.3.1.1. Effet des déchets contaminés par les métaux lourds sur l'activité respiratoire des sols des différents traitements**

###### **1.3.1.1.1. Effet sur l'activité respiratoire des sols avant repiquage des plantes**

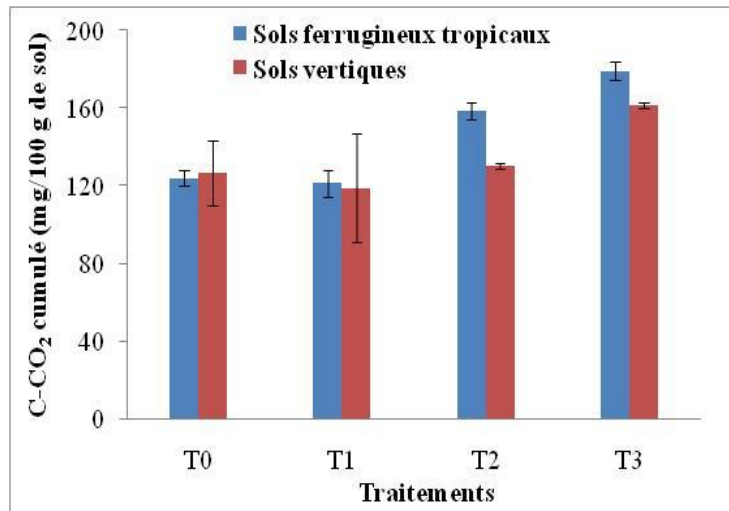
Les dégagements moyens de CO<sub>2</sub> dans les sols ferrugineux tropicaux et vertiques avant repiquage des plantes sont illustrés par la Figure 17.

Dans les sols ferrugineux tropicaux, la production de CO<sub>2</sub> la plus élevée est notée avec le traitement T3 (179,22 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol) suivi du traitement T2 (158,39 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol). Ces traitements diffèrent entre eux. Ils diffèrent également des traitements T1 (121,14 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol) et T0 (130,53 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol) qui ne présentent aucune différence entre eux. Les résultats ANOVA ont montré des différences significatives entre les traitements.

Dans les sols vertiques, les quantités totales de CO<sub>2</sub> enregistrées sont 127,71; 118,79; 130,23 et 158,69 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol respectivement dans le témoin, la dose de 10, 15 et 20 de déchets/ha apportées. Les plus fortes quantités sont notées avec les traitements à forte dose de déchets urbains (T3 et T2). Les résultats statistiques ANOVA ont montré des différences significatives entre les traitements.

Dans les sols sans apport de déchets, aucune différence significative n'est obtenue entre les deux types de sol même si la valeur de CO<sub>2</sub> est plus élevée dans sols vertiques. Dans les sols avec apport de déchets, les différences sont observées au niveau des traitements T2 et T3 avec des valeurs plus élevées dans les sols ferrugineux tropicaux (Figure 16).

L'analyse des variances a montré un impact significatif du sol ( $F = 5,29$  ;  $P < 0,05$ ) et du traitement ( $F = 21,53$  ;  $P < 0,001$ ) sur le dégagement de C-CO<sub>2</sub>. Cependant, l'interaction sol x traitement n'a pas eu d'effet significatif sur la l'activité respiratoire du sol.



**Figure 17:** Production cumulée de CO<sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) des traitements avant repiquage des plantes

La production cumulée de CO<sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon.

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg de déchet.

#### 1.3.1.1.2. Effet des déchets urbains sur l'activité respiratoire des sols en présence de *Barleria repens*

Le dégagement cumulé de C-CO<sub>2</sub> des sols en présence de *Barleria repens* est présenté dans la Figure 18.

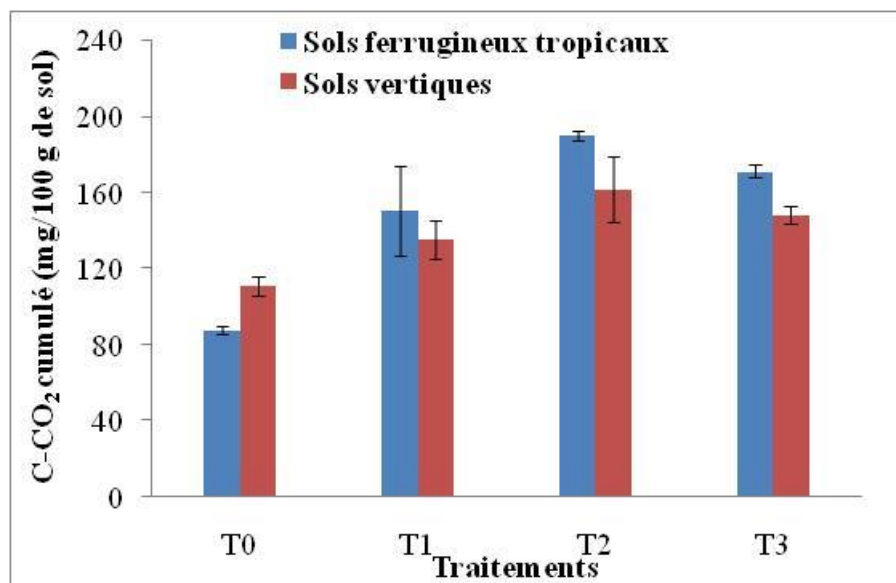
Dans les sols ferrugineux tropicaux, le dégagement le plus élevé de C-CO<sub>2</sub> est enregistré dans le traitement T2 (190,07 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol) suivi de T3 (171,3 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol). La plus faible production est notée avec le traitement T0 (89,45 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol) suivi de T1 (134,52 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol). Statistiquement, ces valeurs diffèrent significativement.

Dans les sols vertiques, le traitement T2 a le plus fort dégagement de CO<sub>2</sub> (161,62 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol). Il est suivi du traitement T3 (148,42 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol). Les traitements T0 et T1 ont les plus faibles valeurs de la production de C-CO<sub>2</sub> avec respectivement 115,22 et 125,51 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol. Les résultats statistiques ANOVA ont montré un impact significatif des traitements sur la respiration dans les sols vertiques.

Par ailleurs, la comparaison entre les deux types de sol montre que dans les sols sans apport de déchets, la quantité de CO<sub>2</sub> cumulé est significativement plus élevée dans les sols vertiques comparativement aux sols ferrugineux tropicaux. Dans les sols avec apport de

déchets, la respiration du sol devient plus élevée dans les sols ferrugineux tropicaux avec des différences significatives observées au niveau des traitements à dose de 15 et 20 t/ha de déchets.

Le test ANOVA montre que les facteurs sol, traitement et sol x traitement ont un effet significatif sur les valeurs du dégagement du CO<sub>2</sub>. Les résultats de l'analyse de variance sont les suivants: F = 5,46 ; P < 0,05 ; F = 51,6 ; P < 0,001 et F = 6,46 ; P < 0,01 respectivement pour le sol, le traitement et l'interaction sol x traitement.



**Figure 18:** Production cumulée de CO<sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) des traitements en présence de *Barleria repens*

La production cumulée de CO<sub>2</sub> (en mg / 100 g de sol) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon.

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet  
T3 : apport de 6,8 kg déchet.

#### 1.3.1.1.3. Effet des déchets urbains sur l'activité respiratoire des sols en présence de *Cymbopogon citratus*

La quantité de CO<sub>2</sub> dégagée dans les sols en présence de *Cymbopogon citratus* est présentée par la Figure 19.

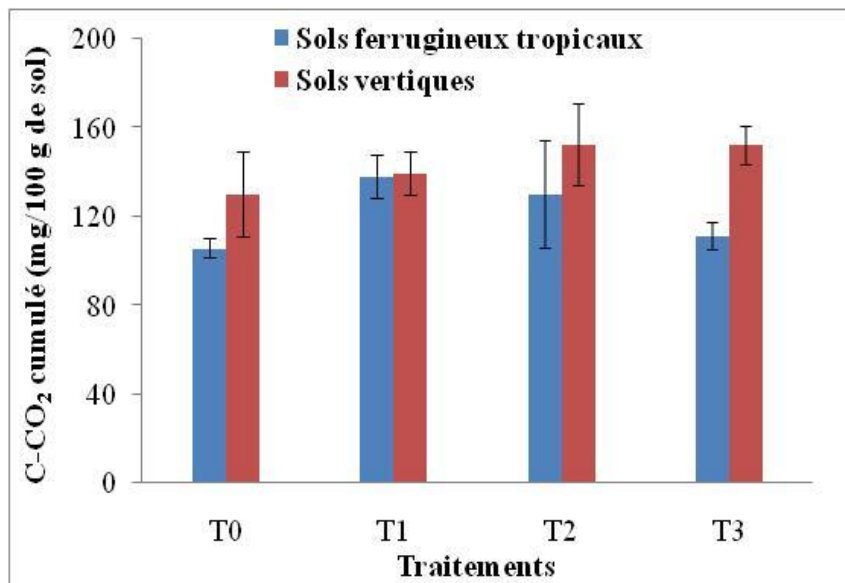
Dans les sols ferrugineux tropicaux, la plus forte production cumulée de CO<sub>2</sub> est obtenue dans le traitement T1 (123,21 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol) suivi de T2 (129,94 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol). Ces derniers ne diffèrent pas significativement entre eux. Ils diffèrent des

traitements T3 et T0 qui ont enregistré respectivement 110,87 et 105,59 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol.

Dans les sols vertiques, les traitements T3 et T2 ont obtenu les valeurs les plus élevées de la production de C-CO<sub>2</sub> avec chacun 152,23 et 152,53 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol. Le plus faible dégagement de CO<sub>2</sub> est enregistré dans le traitement T0 (129,94 mg CO<sub>2</sub> / 100 g de sol).

La comparaison entre type de sol a montré que le dégagement de CO<sub>2</sub> est plus élevé dans les sols vertiques comparativement aux sols ferrugineux tropicaux quel que soit le traitement. Cependant, la différence n'est significative qu'avec la dose de 20 t/ha de déchets.

L'analyse statistique ANOVA révèle un impact significatif du type de sol (F = 15,09 ; P < 0,01) ainsi que le traitement (F = 3,35 ; P < 0,05) sur la respiration du sol. Par contre, elle n'a montré aucun impact significatif de l'interaction sol x traitement sur la quantité de CO<sub>2</sub> dégagée.



**Figure 19:** Production cumulée de CO<sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) des traitements en présence de *Cymbopogon citratus*

La production cumulée de CO<sub>2</sub> (en mg / 100 g de sol) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon.

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet  
T3 : apport de 6,8 kg déchet.



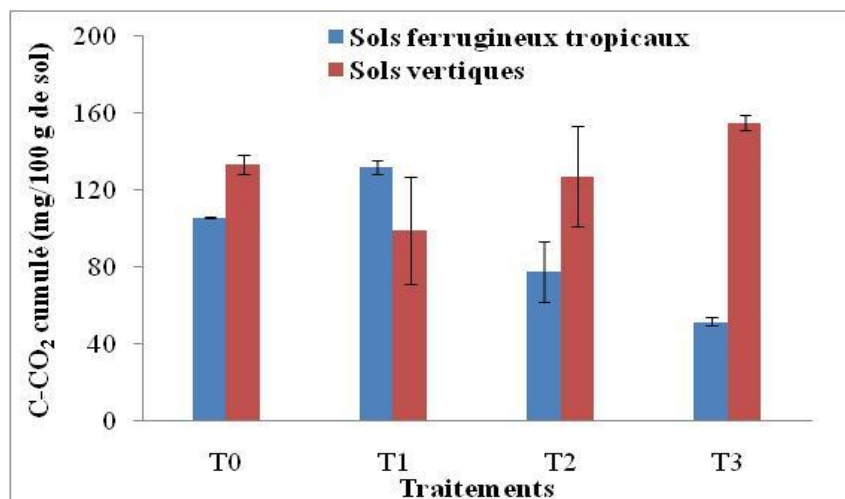
#### 1. 3.1.1.4. Effet des déchets urbains sur l'activité respiratoire des sols en présence de *Lantana camara*

La production de CO<sub>2</sub> des sols en présence de *Lantana camara* est présentée par la Figure 20.

Dans les sols ferrugineux tropicaux, les quantités totales de CO<sub>2</sub> enregistrées sont 105,39; 131,79; 77,29 et 51,5 mg CO<sub>2</sub>/100 g de sol respectivement dans le témoin, la dose de 10, 15 et 20 de déchets/ha apportés. L'analyse de variance a révélé des différences significatives entre les traitements.

Dans les sols vertiques, le traitement T3 (154,58 mg CO<sub>2</sub>/ 100 g de sol) a la plus forte quantité de CO<sub>2</sub> dégagée. Il est suivi de T0 (132,89 mg CO<sub>2</sub>/100 g de sol). Ces traitements ne diffèrent pas statistiquement entre eux au seuil de 5%. La plus faible production est obtenue dans le traitement T1 (98,94 mg CO<sub>2</sub>/100 g de sol). Ce dernier ne diffère pas statistiquement du traitement T2 (124,8 mg CO<sub>2</sub>/100 g de sol).

L'analyse de variance révèle un effet significatif du sol (F = 37,54 ; P < 0,001) sur le dégagement de CO<sub>2</sub>. Cependant, le facteur traitement n'a pas eu d'impact significatif sur la respiration du sol. Par ailleurs, elle a révélé un impact significatif (F = 21,88 ; P < 0,001) de l'interaction sol x traitement sur la production de C-CO<sub>2</sub>.



**Figure 20:** Production cumulée de CO<sub>2</sub> (mg / 100 g de sol) des traitements en présence de *Lantana camara*

La production cumulée de CO<sub>2</sub> (en mg / 100 g de sol) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon. T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg de déchet.

### 1.3.1.2. Impact des déchets urbains sur la biomasse microbienne des sols des différents traitements

#### 1.3.1.2.1. Impact sur la biomasse microbienne des sols des différents traitements avant repiquage

Les biomasses microbiennes des sols dans les différents traitements avant culture sont données dans le Tableau 24.

Quel que soit le type de sol, la plus faible biomasse microbienne est enregistrée avec le traitement T3. La valeur de la biomasse enregistrée est de 10,16 et 2,29 mg de C / 100 g de sol respectivement dans les sols ferrugineux et dans les sols vertiques.

Dans les sols ferrugineux, la biomasse microbienne a diminué avec la dose d'apport de déchets urbains apportée. Dans les sols vertiques, les valeurs numériques montrent une stimulation et l'analyse statistique a révélé une différence significative entre les traitements.

**Tableau 24 :** Biomasse microbienne du sol des traitements (mg C / 100 g de sol) avant repiquage des plantes

Traitements	Types de sol	
	Sols ferrugineux tropicaux	Sols vertiques
T0	26,61 <sup>a</sup> ± 24,74	10,16 <sup>a</sup> ± 6,90
T1	25,90 <sup>a</sup> ± 10,14	13,02 <sup>a</sup> ± 6,91
T2	14,45 <sup>ab</sup> ± 11,01	16,60 <sup>a</sup> ± 21,92
T3	10,16 <sup>b</sup> ± 7,53	2,29 <sup>b</sup> ± 2,47
Probabilité (5%)	P < 0,05	P < 0,05

Les biomasses microbiennes (en mg C / 100 g de sol) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon de 3 répétitions. L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ). Les moyennes dans la même colonne suivies de la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 5%.

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.

### 1.3.1.2.2. Impact sur la biomasse microbienne des sols des différents traitements après culture des plants de *Barleria repens*

Les biomasses microbiennes des différents traitements en présence de *Barleria repens* sont données dans le Tableau 25.

Dans les deux types de sol, la biomasse microbienne a diminué avec la dose de déchets apportés. Les plus fortes biomasses microbiennes sont enregistrées avec les traitements T0. Elles sont de 19,46 et 26,61 mg C /100 g de sol respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques. Cette baisse a été significative quel que soit le type de sol.

**Tableau 25** : Biomasse microbienne du sol des traitements (mg C / 100 g de sol) après culture de *Barleria repens*

Traitements	Types de sol	
	Sols ferrugineux tropicaux	Sols vertiques
T0	19,46 <sup>a</sup> ± 15,82	26,61 <sup>a</sup> ± 13,06
T1	10,16 <sup>ab</sup> ± 1,23	8,73 <sup>ab</sup> ± 5,40
T2	8,01 <sup>ab</sup> ± 2,47	10,87 <sup>ab</sup> ± 8,12
T3	5,15 <sup>b</sup> ± 4,29	4,44 <sup>b</sup> ± 4,46
Probabilité (5%)	P < 0,05	P < 0,05

Les biomasses microbiennes (en mg C / 100 g de sol) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon de 3 répétitions. L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements (p<0,05). Les moyennes dans la même colonne suivies de la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 5%.

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg de déchet.

### 1.3.1.2.3. Impact sur la biomasse microbienne des sols des différents traitements après culture des plants de *Cymbopogon citratus*

Les biomasses microbiennes des différents traitements en présence de *Cymbopogon citratus* sont données dans le Tableau 26.

Dans les sols ferrugineux tropicaux, la plus faible biomasse microbienne est obtenue avec le traitement T0 (8,80 mg de C / 100 g de sol). Par contre, dans les sols vertiques, la valeur la plus élevée de la biomasse microbienne est notée avec le traitement T0 (15,24 mg C / 100 g de sol). Cependant, l'application des déchets contaminés par les métaux lourds n'a pas affecté significativement la biomasse microbienne quel que soit le type de sol.

**Tableau 26** : Biomasse microbienne du sol des traitements (mg C / 100 g de sol) après culture des plantes de *Cymbopogon citratus*

Traitements	Types de sol	
	Sols ferrugineux tropicaux	Sols vertiques
T0	8,80 <sup>a</sup> ± 0,00	15,24 <sup>a</sup> ± 3,71
T1	11,66 <sup>a</sup> ± 7,53	15,24 <sup>a</sup> ± 13,40
T2	15,24 <sup>a</sup> ± 13,40	10,23 <sup>a</sup> ± 6,55
T3	9,52 <sup>a</sup> ± 6,55	9,52 <sup>a</sup> ± 6,55
Probabilité (5%)	P > 0,05	P > 0,05

Les biomasses microbiennes (en mg C / 100 g de sol) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon de 3 répétitions. L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ). Les moyennes dans la même colonne suivies de la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 5%.

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.

#### 1.3.1.2.4. Impact sur la biomasse microbienne des sols des différents traitements après culture des plants de *L. camara*

Les biomasses microbiennes des différents traitements en présence de *Lantana camara* sont données dans le Tableau 27.

Quel que soit le type de sol, la biomasse microbienne la plus élevée est notée avec le traitement T0. Elle est de 19,39 et 41,57 mg de C / 100 g de sol respectivement dans les sols ferrugineux et dans les sols vertiques. Dans les sols ferrugineux tropicaux, cette valeur ne diffère pas significativement des autres traitements. Par contre, dans les sols vertiques, l'analyse

statistique a montré une différence significative entre la biomasse microbienne notée au niveau de T0 et celle des autres traitements qui n'ont pas montré de différences significative entre eux.

**Tableau 27** : Biomasse microbienne du sol des traitements (mg C / 100 g de sol) après culture des plantes de *Lantana camara*

Traitements	Types de sol	
	Sols ferrugineux tropicaux	Sols vertiques
T0	19,39 <sup>a</sup> ± 23,64	41,57 <sup>a</sup> ± 38,17
T1	13,67 <sup>a</sup> ± 6,55	7,23 <sup>b</sup> ± 6,19
T2	17,24 <sup>a</sup> ± 3,27	7,23 <sup>b</sup> ± 3,27
T3	14,38 <sup>a</sup> ± 5,67	7,23 <sup>b</sup> ± 3,27
Probabilité (5%)	P > 0,05	P < 0,05

Les biomasses microbiennes (en mg C / 100 g de sol) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon de 3 répétitions. L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ). Les moyennes dans la même colonne suivies de la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 5%.

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.

### 1.3.2. Discussion

#### 1.3.2.1. Impact des déchets urbains contaminés aux métaux lourds sur l'activité respiratoire des sols

La respiration du sol avant culture montre que le sol et le traitement ont un effet significatif sur le CO<sub>2</sub> dégagé. Ce dégagement est plus élevé dans les traitements T2 et T3 dans les deux types de sol. La matière organique apportée par les déchets urbains est une source d'énergie pour les organismes vivants du sol (Pal et *al.*, 2006).

L'activité respiratoire dans les sols après culture est fonction des facteurs (sol, traitement et sol x traitement).

### **1.3.2.2. Impact des déchets urbains contaminés aux métaux lourds sur la biomasse microbienne des sols**

Avant culture, on a noté une diminution de la biomasse microbienne avec la dose de déchet dans les sols ferrugineux tropicaux. Cette baisse pourrait être due à un déficit en carbone dans le sol. La hausse au niveau des traitements T2 et T3 dans les sols vertiques est liée à la matière organique apportée par les déchets urbains. Cet apport de la matière organique améliore la biomasse microbienne du sol (Traoré et *al.*, 2007).

Dans les sols après culture, les résultats indiquent une baisse de la biomasse microbienne dans les traitements avec apport de déchets comparativement au traitement témoin quel que soit le type de sol et l'espèce végétale. Toutefois, ces baisses n'ont été significatives qu'avec *B. repens* et *L. camara* et seulement dans les sols vertiques. Ces baisses de la biomasse microbienne pourraient s'expliquer par l'action des métaux lourds contenus dans les déchets urbains solides utilisés. De nombreux auteurs ont signalé que la présence de métaux lourds diminuait la biomasse microbienne soit directement soit en inhibant certaines propriétés biochimiques du sol indispensables à leur survie (Kelly et *al.*, 1999 ; Ekalund et *al.*, 2003). Cependant l'action des métaux est souvent spécifique, certains microorganismes résistants pouvant survivre à un stress environnemental, alors que d'autres plus sensibles disparaissent en présence de ces nouvelles contraintes (Giller et *al.*, 1998).

Par ailleurs, les communautés bactériennes peuvent être influencées par de nombreux autres facteurs environnementaux tels que le pH, la température, la teneur en nutriments. Ainsi, des variations dans la biomasse microbienne ne sont pas systématiquement et directement imputables à la présence de métal (Bååth et *al.*, 1998 ; Kelly et *al.*, 1999).

## **II. Effets des déchets urbains sur la croissance et la biomasse des organes végétaux des plantes**

### **2.1. Comparaison de la croissance des plantes**

#### **2.1.1. Résultats**

##### **2.1.1.1. Taux de croissance en hauteur et de la circonférence de la tige de *Barleria repens***

Les taux de croissance en hauteur et de la circonférence de la tige des plants de *Barleria repens* sont données par la Figure 21.

Les taux de croissance en hauteur et de la circonférence de la tige de *Barleria repens* ont augmenté avec la dose d'apport de déchets dans les deux types de sol.

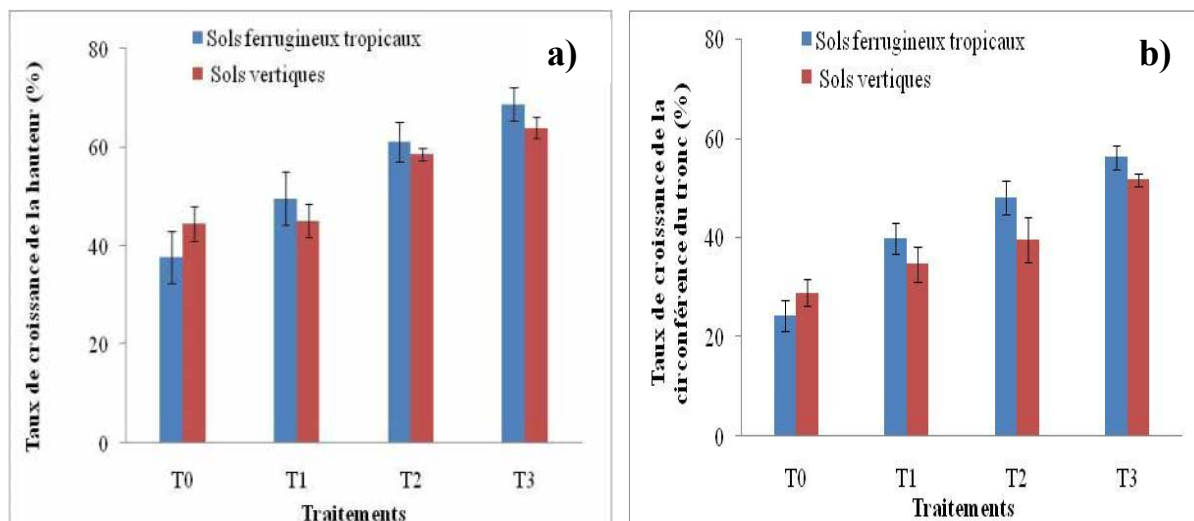
Le taux de croissance en hauteur a atteint dans le traitement T3, 64,4 et 61,3% respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques. Le taux de croissance de la circonférence de la tige avec le traitement T3 est de 58,2 et 55,6% respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques. Les taux de croissance les plus faibles sont enregistrés avec le traitement témoin T0.

Dans les sols sans apport de déchets, les taux de croissance sont plus élevés dans les sols vertiques. Par contre, dans les sols avec apport de déchet urbains, les sols ferrugineux tropicaux ont enregistrés des taux de croissance plus élevés que dans les sols vertiques.

Cependant, l'analyse de variance n'a révélé aucune différence significative entre le taux de croissance en hauteur des plantes cultivées dans les sols ferrugineux tropicaux et celui observé dans les sols vertiques quel que soit le traitement (Figure 21a).

Le taux de croissance de la circonférence de la tige n'est significativement plus élevé que dans les traitements à dose de 15 et 20 t/ha de déchets (Figure 21b).

Par ailleurs, les taux de croissance de la circonférence de la tige sont significativement différents entre les traitements dans les sols ferrugineux tropicaux. Par contre, dans les sols vertiques, le traitement à dose de 20 t/ha de déchets est significativement plus élevé par rapport aux trois autres traitements qui ne présentent pas de différence significative entre eux.



**Figure 21** : Taux de croissance de *Barleria repens* a) en hauteur b) de la circonférence de la tige

Les taux de croissance (en %) sont exprimés par les moyennes pour chaque échantillon.

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet

T3 : apport de 6,8 kg déchet.

### 2.1.1.2. Taux de croissance en hauteur et du nombre de talles de *Cymbopogon citratus*

Les taux de croissance en hauteur et du nombre de talles des plants de *Cymbopogon citratus* sont donnés par la Figure 22.

Les taux de croissance en hauteur et du nombre de talles de *Cymbopogon citratus* ont augmenté avec la dose d'apport de déchets quel que soit le type de sol.

Le taux de croissance en hauteur a atteint dans le traitement T3, 55 et 47% respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques. Le taux de croissance du nombre de talles avec le traitement T3 est de 82 et 85% respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques. Les taux de croissance les plus faibles sont enregistrés avec le traitement témoin T0 dans les deux types de sol.

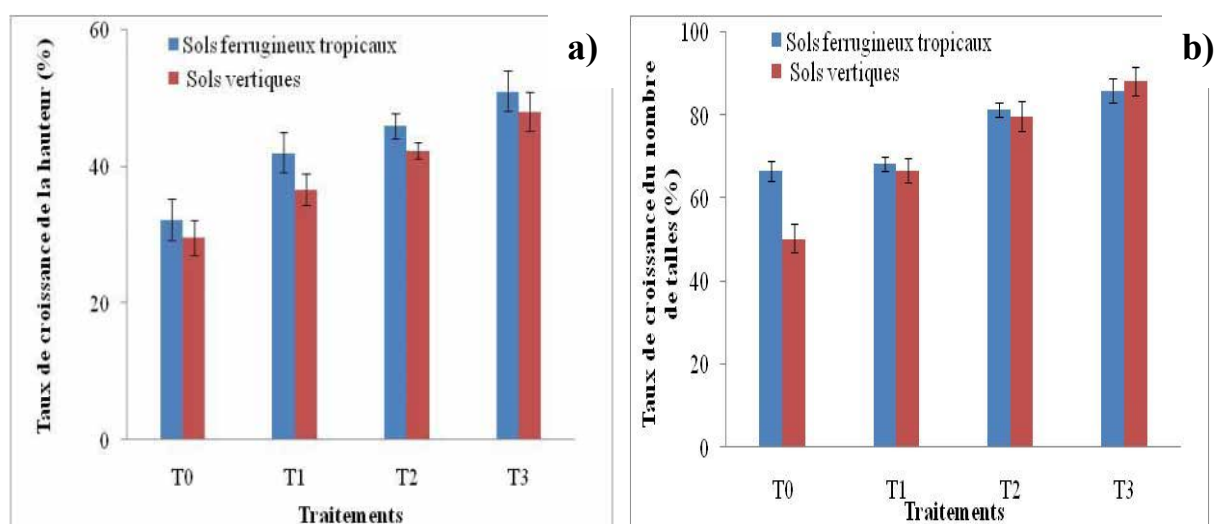
En absence de déchet, on ne note aucune différence significative du taux de croissance en hauteur entre les deux types de sol. En présence de déchets, la différence significativement plus élevée n'est observée qu'avec le traitement à dose de 10 t/ha de déchets dans les sols ferrugineux (Figure 22a).



Par ailleurs, l'analyse de variance a montré une différence significative entre les différents traitements dans les sols vertiques tandis que dans les sols ferrugineux tropicaux, les traitements à dose de 10 et 15 t/ha de déchets ne diffèrent pas significativement.

Le taux de croissance du nombre de talles n'est significativement plus élevé dans les sols ferrugineux qu'en absence de déchets urbains. Dans les traitements avec déchets, aucune différence significative n'est notée entre les deux types de sol (Figure 22b).

Par ailleurs, les taux de croissance du nombre de talles sont significativement différents entre les traitements avec apport de déchets dans les sols vertiques.



**Figure 22** : Taux de croissance de *Cymbopogon citratus* a) en hauteur b) du nombre de talles

Les taux de croissance (en %) sont exprimés par les moyennes pour chaque échantillon.

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet

T3 : apport de 6,8 kg de déchet

### 2.1.1.3. Taux de croissance en hauteur et de la circonférence de la tige des plants de *Lantana camara*

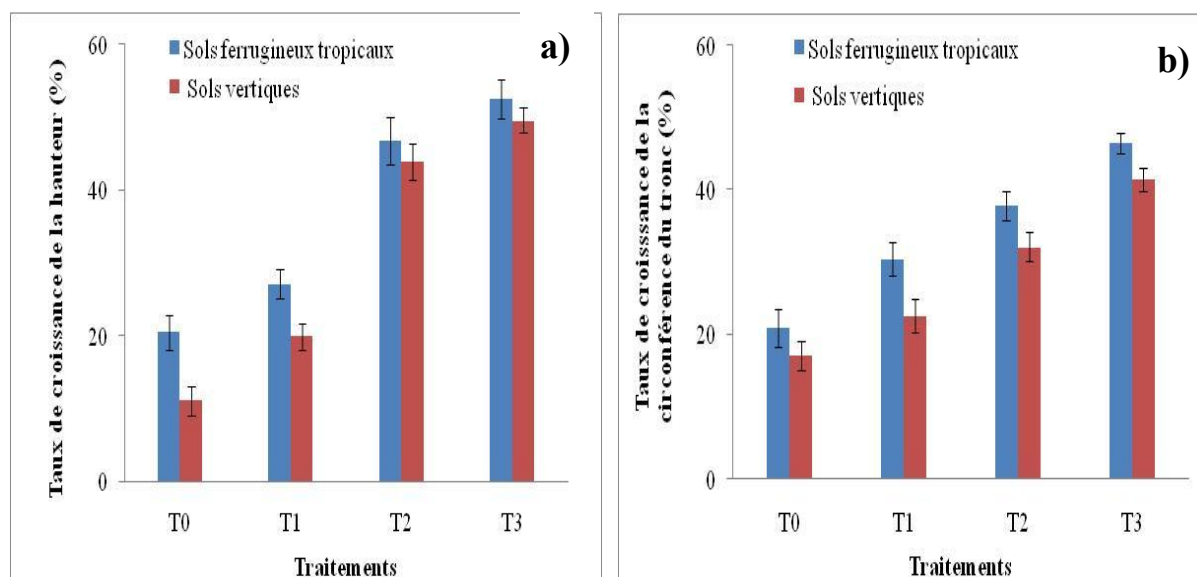
Les taux de croissance en hauteur et de la circonférence de la tige des plants de *Lantana camara* sont donnés par la Figure 23.

Les taux de croissance en hauteur et de la circonférence de la tige de *Lantana camara* ont augmenté avec la dose d'apport de déchets quel que soit le type de sol.

Le taux de croissance en hauteur a atteint après 3 mois de culture, dans le traitement T3, 47 et 43% respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques. Le taux de croissance de la circonférence de la tige avec le traitement T3 est de 43 et 38% respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques. Les taux de croissance les plus faibles sont obtenus avec le traitement témoin T0.

Dans les sols sans apport de déchets, le taux de croissance en hauteur est significativement plus élevé dans les sols ferrugineux tropicaux comparé à celui dans les sols vertiques. Dans les traitements avec apport de déchets, la différence n'est significative qu'avec le traitement à dose de 10 t/ha de déchets (Figure 23a). Le taux de croissance en hauteur des traitements avec apport de déchets diffèrent significativement entre eux quel que soit le type de sol.

Le taux de croissance de la circonférence de la tige ne présente pas de différence significative entre les deux types de sols en absence de déchets. Cependant, dans les sols avec apport de déchets, il est significativement plus élevé dans les sols ferrugineux tropicaux par rapport aux sols vertiques quel que soit le traitement (Figure 23b). Aussi, les taux de croissance de la circonférence de la tige sont significativement différents entre les traitements quel que soit le type de sol.



**Figure 23** : Taux de croissance *Lantana camara* **a)** en hauteur **b)** de la circonférence de la tige

Les taux de croissance (en %) sont exprimés par les moyennes pour chaque échantillon.

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet

T3 : apport de 6,8 kg de déchet.

### **2.1.2. Discussion**

Les apports des déchets urbains, contaminés par les métaux lourds, ont augmenté la croissance des plantes au cours du temps. Les résultats montrent que *Barleria repens*, *Cymbopogon citratus* et *Lantana camara* s'établissent avec succès sur les sols contaminés aux métaux lourds par apport de déchet. Quel que soit le type de sol, l'apport de déchets urbains solides a augmenté la performance des plantes tant du point de vue de la croissance de la hauteur, du nombre de tiges et de la circonférence de la tige. Toutefois, les taux de croissance sont plus élevés dans les sols ferrugineux tropicaux comparés aux sols vertiques.

Il est normal que les taux de croissance évoluent avec les doses de déchets appliqués. En effet, les plantes s'adaptent aux conditions adverses du milieu de croissance. Toutefois, le développement des plants était remarquable, puisque les plantes ont atteint des taux de croissance importante. Ces performances pourraient s'expliquer par les propriétés fertilisantes des déchets urbains solides. Les déchets augmentent, dans un premier temps, les nutriments disponibles, tels que N et P. D'une part, la croissance des plantes est améliorée grâce à cette disponibilité accrue d'éléments minéraux et d'autre part, les déchets contiendraient beaucoup moins de sels nocifs pour la croissance des plantes. Le sel en concentration élevée dans le sol, causerait une altération primaire qui inhibe la croissance des plantes.

Les travaux de Thy (2009) ont également révélé que *Lantana camara* pouvaient enregistrer des taux de croissances de plus 40% de la hauteur et plus de 45% de la largeur après 35 jours de culture sur des sols contaminés au plomb.

## **2.2. Etude de la biomasse des organes végétaux (racines, tiges et feuilles)**

### **2.2.1. Résultats**

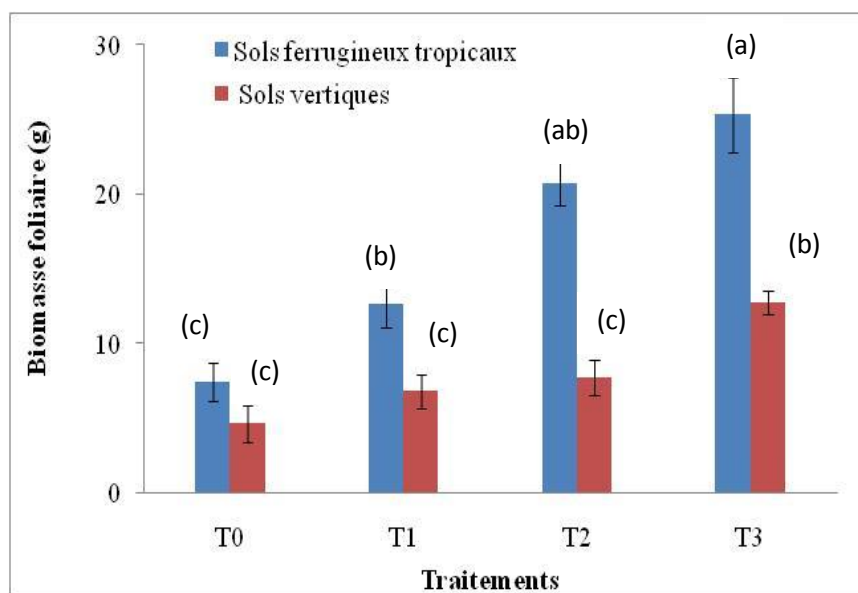
#### **2.2.1.1. Biomasse des racines, tiges et feuilles de *Barleria repens***

La biomasse des feuilles, des racines et des tiges des plants de *Barleria repens* est donnée par les Figures 24, 25 et 26.

Les biomasses foliaires de *Barleria repens* ont augmenté avec la dose d'apport de déchets quel que soit le type de sol. La biomasse foliaire a atteint, dans le traitement T3, 24,4 et 12,1 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques. Dans le traitement témoin, on a enregistré 8,4 et 5,8 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques.

Quel que soit le traitement la biomasse foliaire est significativement plus élevée dans les sols ferrugineux tropicaux par rapport aux sols vertiques.

Les biomasses foliaires de *Barleria repens* sont significativement différentes entre les traitements dans les sols ferrugineux tropicaux. Par contre, dans les sols vertiques, le traitement à dose de 20 t/ha de déchets diffère significativement les trois autres traitements qui ne présentent aucune différence significative entre eux (Figure 24).



**Figure 24 :** Biomasse foliaire de *Barleria repens*

Les biomasses (en g) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon.

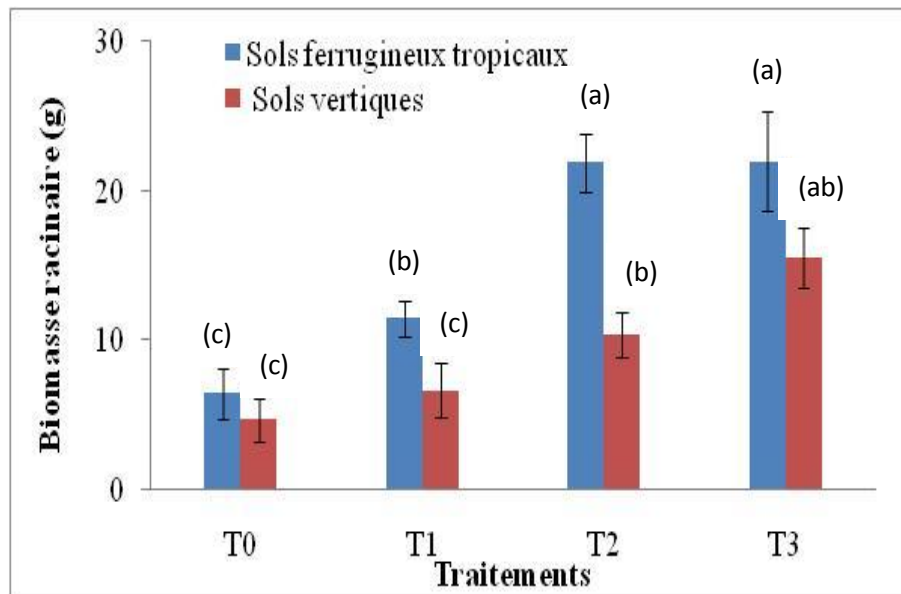
L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ).

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet

T3 : apport de 6,8 kg de déchet.

Les biomasses racinaires de *Barleria repens* ont augmenté avec la dose d'apport de déchets dans les deux types sol. La biomasse des racines a atteint, dans le traitement T3, 23,2 et 17,3 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques. Dans le traitement témoin, on a enregistré 7,7 et 4,9 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques. Dans les traitements avec apport de déchets, la biomasse foliaire est significativement plus élevée dans les sols ferrugineux tropicaux par rapport aux sols vertiques quel que soit le traitement. Dans le traitement sans application de déchets, aucune différence significative n'est notée entre les deux types de sol.

Les biomasses des racines présentent des différences significatives entre les traitements avec apport de déchets dans les sols vertiques tandis que dans les sols ferrugineux tropicaux, aucune différence significative n'est obtenue entre les traitements à dose de 15 t/ha (22,2 g) et 20 t/ha (22,6 g) de déchets (Figure 25).



**Figure 25** : Biomasse racinaire de *Barleria repens*

Les biomasses (en g) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon.

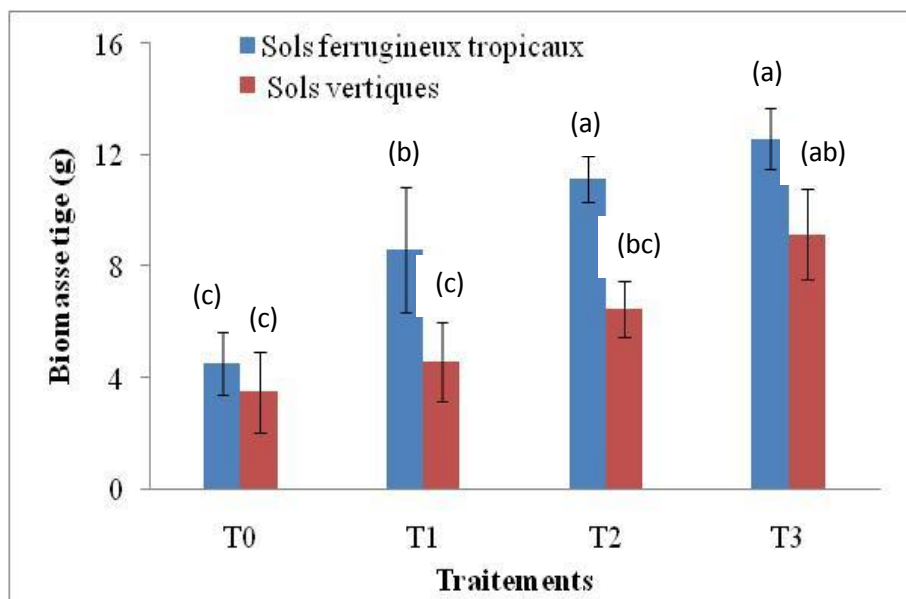
L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ).

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet  
T3 : apport de 6,8 kg de déchet.

Les biomasses de la tige de *Barleria repens* ont subi une hausse avec la dose d'apport de déchets. La biomasse de la tige a atteint, dans le traitement T3, 13,1 et 10,4 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques. Dans le traitement témoin, on a enregistré 4,7 et 3,6 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques.

Dans les traitements avec apport de déchets, la biomasse foliaire est significativement plus élevée dans les sols ferrugineux tropicaux par rapport aux sols vertiques quel que soit le traitement. Dans le traitement témoin, aucune différence significative n'est notée entre les deux types de sol.

Les biomasses des tiges ne présentent pas de différences significatives entre les traitements T2 et T3 quel que soit le type de sol (Figure 26).



**Figure 26 :** Biomasse de la tige de *Barleria repens*

Les biomasses (en g) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon.

L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ).

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet

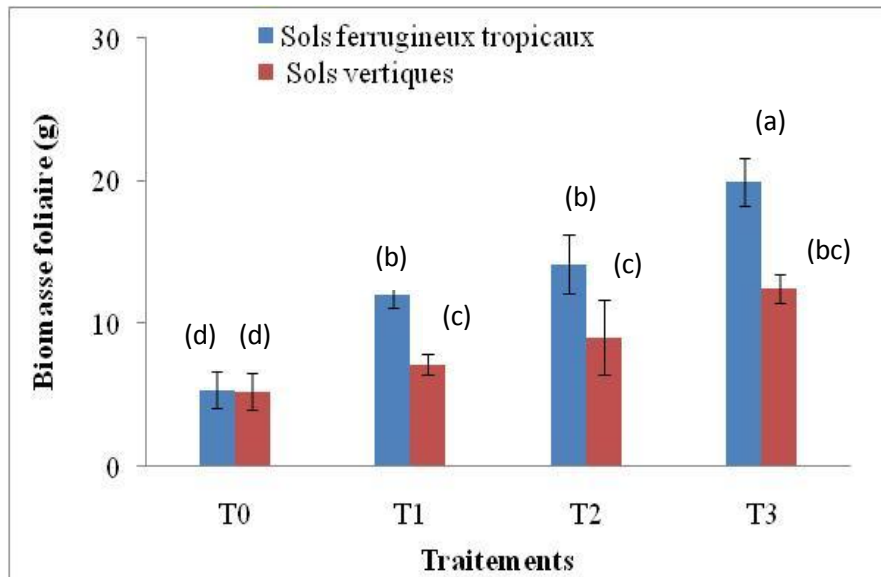
T3 : apport de 6,8 kg déchet.

### 2.2.1.2. Biomasse des racines et des feuilles de *Cymbopogon citratus*

Les biomasses des feuilles et des racines de *Cymbopogon citratus* sont données par les Figures 27 et 28.

Les biomasses foliaires de *Cymbopogon citratus* ont augmenté avec la dose d'apport de déchets quel que soit le type de sol. La biomasse foliaire a atteint, dans le traitement T3, 20,1 et 14,8 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques. Dans le traitement témoin, on a enregistré 5 et 4,9 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques.

Dans le traitement sans application de déchets urbains, les biomasses foliaires ne présentent aucune différence significative entre les deux types de sol. Dans les traitements avec déchets, la biomasse foliaire est significativement plus élevée dans les sols ferrugineux tropicaux par rapport aux sols vertiques quel que soit le traitement. Elles ne sont pas significativement différentes entre les traitements à dose de 10 et 15 t/ha de déchets dans les sols vertiques (Figure 27).



**Figure 27 :** Biomasse foliaire de *Cymbopogon citratus*

Les biomasses (en g) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon.

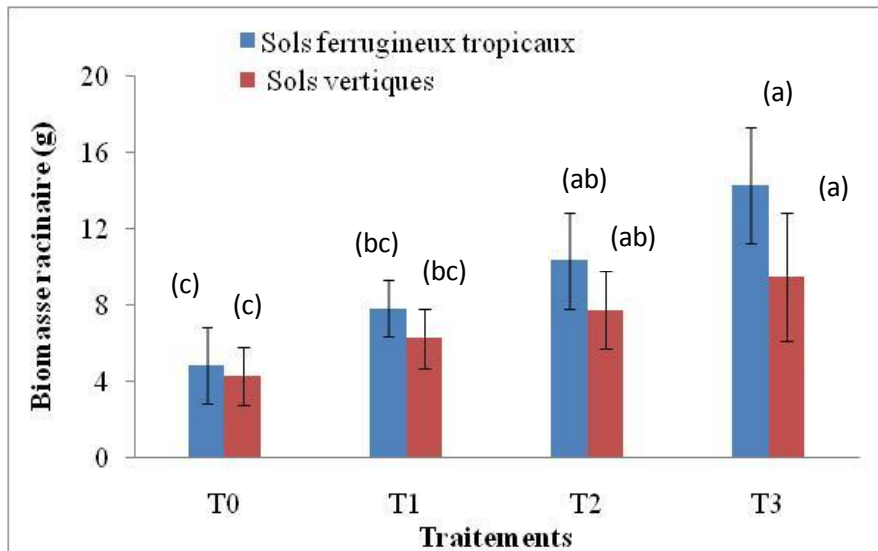
L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ).

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet

T3 : apport de 6,8 kg de déchet.

Les biomasses racinaires de *Cymbopogon citratus* ont subi une augmentation avec l'ajout de déchets. La biomasse des racines a atteint, dans le traitement T3, 14,1 et 9,8 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques. Dans le traitement témoin, on a enregistré 4,7 et 4,3 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques.

Cependant, aucune différence significative n'est notée entre les deux types de sol quel que soit le traitement. Par ailleurs, aucune différence n'existe entre la biomasse racinaire des différents traitements dans les sols vertiques. Par contre, dans les sols ferrugineux, ce sont les traitements T2 et T3 d'une part, T0 et T1 d'autre part qui n'ont pas montré de différences significatives (Figure 28).



**Figure 28 :** Biomasse racinaire de *Cymbopogon citratus*

Les biomasses (en g) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon. L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ).

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet  
T3 : apport de 6,8 kg de déchet.

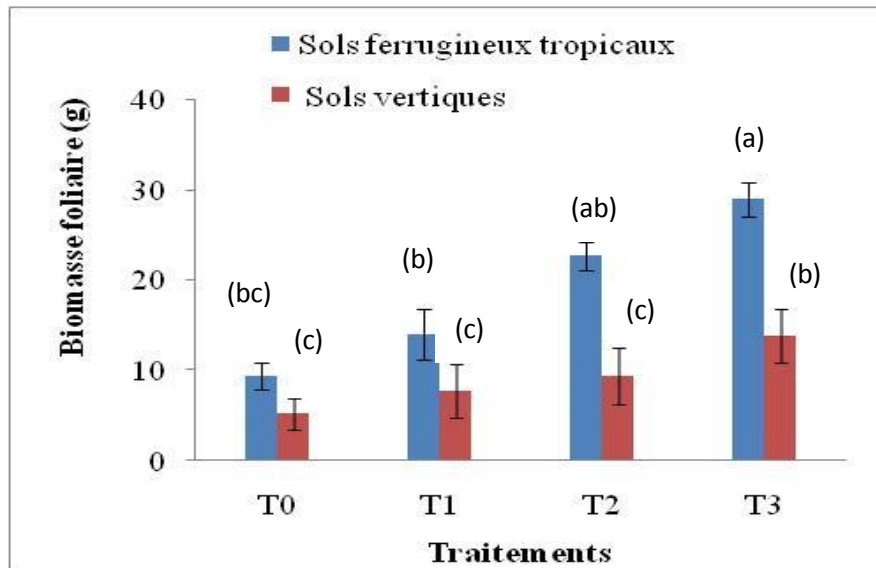
### 2.2.1.3. Biomasse des feuilles, racines et tige de *Lantana camara*

Les biomasses des feuilles, des racines et de tiges de *Lantana camara* sont données par les Figures 29, 30 et 31.

Les biomasses foliaires de *Lantana camara* ont augmenté avec la dose d'apport de déchets quel que soit le type de sol. La biomasse foliaire a atteint, dans le traitement T3, 29,3 et 15,4 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques. Dans le traitement témoin, on a noté 9,2 et 4,7 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques.

La biomasse foliaire est significativement plus élevée dans les sols ferrugineux tropicaux comparativement aux sols vertiques pour tous les traitements. Les biomasses foliaires dans les sols ferrugineux tropicaux sont significativement différentes entre les traitements. Par contre, dans les sols vertiques, les traitements avec application de déchets ne présentent aucune différence significative (Figure 29).





**Figure 29 :** Biomasse des feuilles de *Lantana camara*

Les biomasses (en g) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon.

L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ).

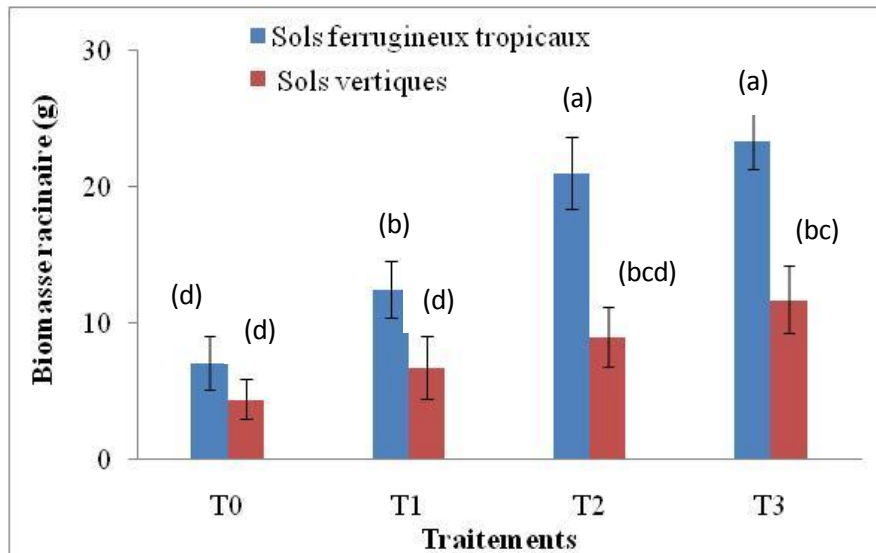
T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet

T3 : apport de 6,8 kg déchet.

Les biomasses racinaires de *Lantana camara* ont augmenté avec la dose d'apport de déchets dans les deux types de sol. La biomasse des racines a atteint, dans le traitement T3, 24,2 et 11,1 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques. Dans le traitement témoin, on a enregistré 7,2 et 4,8 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques.

Dans les traitements avec apport de déchets, la biomasse racinaire est significativement élevée dans les sols ferrugineux tropicaux comparés aux sols vertiques ; tandis qu'en absence de déchets, aucune différence significative n'a été enregistrée entre les deux sols.

Par ailleurs, aucune différence significative n'est obtenue entre les traitements avec apport de déchets dans les sols vertiques. Aussi, on ne note pas de différence entre les traitements à dose de 15 et 20 t/ha de déchets dans les sols ferrugineux tropicaux (Figure 30).



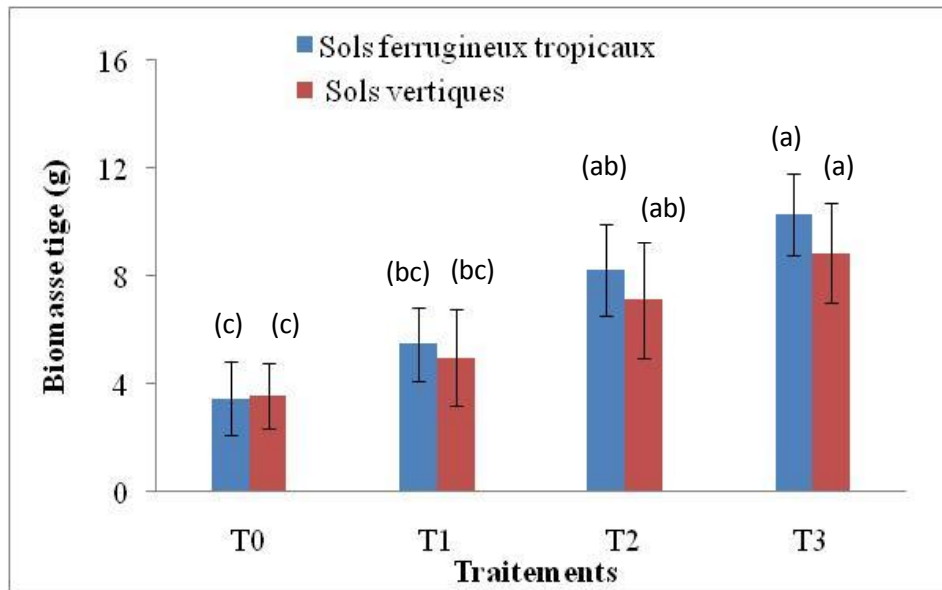
**Figure 30 :** Biomasse des racines de *Lantana camara*

Les biomasses (en g) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon.

L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ).

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet  
T3 : apport de 6,8 kg déchet.

Les biomasses de la tige de *Lantana camara* ont subi une hausse avec la dose d'apport de déchets quel que soit le type de sol. La biomasse de la tige a atteint, dans le traitement T3, 10,3 et 8,6 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques. Dans le traitement témoin, on a enregistré 3,7 et 3,8 g respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et dans les sols vertiques. Les valeurs de la biomasse des tiges n'ont montré aucune différence significative entre les deux types de sol quel que soit le traitement. Cependant, elles restent plus élevées dans les sols ferrugineux tropicaux par rapport aux sols vertiques. Les biomasses des traitements T1, T2 et T3 ne diffèrent pas significativement entre elles quel que soit le type de sol (Figure 31).



**Figure 31** : Biomasse de la tige de *Lantana camara*

Les biomasses (en g) sont exprimées par les moyennes pour chaque échantillon.

L'ANOVA permet de déterminer si la différence est significative entre les traitements ( $p < 0,05$ ).

T0 : sans apport de déchet T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet

T3 : apport de 6,8 kg déchet.

### 2.2.2. Discussion

Les résultats ont montré des biomasses plus élevées dans les traitements avec apport de déchets urbains solides. Elles sont plus élevées avec la dose de déchets apportés. Ces performances s'expliqueraient par les propriétés fertilisantes des déchets urbains solides apportés. Les déchets permettent d'accroître les nutriments disponibles, tels que N et P.

Des résultats similaires ont été aussi trouvés par Thy (2009) avec *Lantana camara* sur des sols contaminés au Pb. Les données de Santosh et al. (2009) sur le *Jatropha curcas* confirment les résultats des auteurs précédents. En effets, les travaux de Santosh et al. (2009) ont révélé des biomasses croissantes des organes végétaux de *J. curcas* sur des sols contaminés par les métaux lourds + déchets urbains + biofertilisants.

### **III. Phytoextraction des métaux lourds par les espèces végétales testées**

#### **3.1. Résultats**

##### **3.1.1. Concentrations en métaux lourds dans les sols rhizosphériques**

Les teneurs en métaux lourds des sols rhizosphériques en présence de *Barleria repens*, *Cymbopogon citratus* et *Lantana camara* sont données respectivement dans les Tableaux 28, 29 et 30.

Dans les sols en présence de *Barleria repens*, les concentrations en plomb et zinc ont diminué dans les sols rhizosphériques comparativement aux sols avant culture. Cette baisse est beaucoup plus remarquable avec le plomb où les teneurs dans les sols avant culture sont 7 et 28 fois supérieures aux concentrations dans des sols rhizosphériques respectivement pour le traitement T1 dans les sols ferrugineux tropicaux et T3 dans les sols vertiques. Les teneurs en cuivre des sols rhizosphériques ont également enregistré une baisse après culture, exception faite du traitement T1 où on a obtenu une hausse de 2 et 3 mg/kg respectivement dans les sols ferrugineux tropicaux et vertiques. Les teneurs en cadmium se sont révélées inférieures dans les sols ferrugineux tropicaux rhizosphériques tandis que dans les sols vertiques, les teneurs augmentent.

**Tableau 28:** Teneur en métaux lourds des sols rhizosphériques en présence de *Barleria repens* et des sols avant repiquage

Types de sol	Traitements	Teneurs en métaux lourds (mg/kg)				
		Cd	Cu	Pb	Zn	
Ferrugineux tropicaux	SAC	1	23	21	115	
	T1	SR	2	25*	3*	103
	SAC	0,8	29	26	144	
	T2	SR	1	25*	17*	104
	SAC	0,9	31	29	166	
	T3	SR	1,5	26*	13*	145
Vertiques	SAC	2	65	27	154	
	T1	SR	2,1	68	18*	220
	SAC	1,4	61	26	173	
	T2	SR	1,1	34	13*	122
	SAC	1,7	59	28	181	
	T3	SR	1,1	32	1*	133

\* Ces concentrations sont inférieures par comparaison avec les moyennes mondiales des sols non contaminés dans les sols rhizosphériques (Bowen, 1979).

T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.  
SAC : sol avant culture SR : sol rhizosphérique

Dans les sols ferrugineux tropicaux et en présence *Cymbopogon citratus*, on a noté une diminution des concentrations en cuivre, plomb et zinc tandis que dans les sols vertiques, les teneurs ont augmenté.

Pour le cadmium, sa concentration a augmenté dans les sols ferrugineux tropicaux mais enregistre une diminution de plus de la moitié dans les sols vertiques.

**Tableau 29** : Teneur en métaux lourds des sols rhizosphériques en présence de *Cymbopogon citratus* et des sols avant repiquage

Types de sol	Traitements	Teneurs en métaux lourds (mg/kg)				
		Cd	Cu	Pb	Zn	
Ferrugineux tropicaux	T1	SAC	1	23	21	115
		SR	1,9	22*	14*	100
	T2	SAC	0,8	29	26	144
		SR	1,2	26*	16*	108
	T3	SAC	0,9	31	29	166
		SR	1,5	29*	19*	127
Vertiques	T1	SAC	2	65	27	154
		SR	4	66	33*	206
	T2	SAC	1,4	61	26	173
		SR	0,8	52	32*	166
	T3	SAC	1,7	59	28	181
		SR	1	64	39	221

\* Ces concentrations sont inférieures par comparaison avec les moyennes mondiales des sols non contaminés dans les sols rhizosphériques (Bowen, 1979).

T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.  
SAC : sol avant culture SR : sol rhizosphérique

Quant aux sols en présence de *Lantana camara*, les concentrations en cadmium, en cuivre et en zinc ont augmenté dans les sols rhizosphériques comparée aux sols avant culture quel que soit le type de sol. Par contre, les teneurs en plomb dans les sols ferrugineux tropicaux rhizosphériques ont subi une baisse importante par rapport aux sols avant culture.

**Tableau 30:** Teneur en métaux lourds des sols rhizosphériques en présence de *Lantana camara* et des sols avant repiquage

Types de sol	Traitements		Teneurs en métaux lourds (mg/kg)			
			Cd	Cu	Pb	Zn
Ferrugineux tropicaux	T1	SAC	1	23	21	115
		SR	1,4	36	0,4*	128
	T2	SAC	0,8	29	26	144
		SR	1,2	33	17*	162
	T3	SAC	0,9	31	29	166
		SR	1,8	37	1,1*	183
Vertiques	T1	SAC	2	65	27	154
		SR	2	71	41	195
	T2	SAC	1,4	61	26	173
		SR	1,7	69	30*	186
	T3	SAC	1,7	59	28	181
		SR	3	67	44	209

\* Ces concentrations sont inférieures par comparaison avec les moyennes mondiales des sols non contaminés dans les sols rhizosphériques (Bowen, 1979).

T1 : apport de 3,4 kg de déchet T2 : apport de 5,1 kg de déchet T3 : apport de 6,8 kg déchet.  
SAC : sol avant culture SR : sol rhizosphérique

### 3.1.2. Teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux des plantes

#### 3.1.2.1. Teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux de *Barleria repens*

Les résultats de l'analyse des teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux de *Barleria repens* sont données dans les Tableaux 31 ; 32 et 33 respectivement au niveau des racines, des tiges et des feuilles.

Dans les sols ferrugineux tropicaux, au niveau racinaire, les résultats montrent des teneurs en Cd qui varient entre 9 et 12 mg/kg, entre 22 et 48 mg/kg pour le Cu, entre 0,1 et 0,3 mg/kg pour le Pb et entre 58 et 329 mg/kg pour le Zn. Dans les sols vertiques, on enregistre 20 à 24 mg/kg de Cd, 20 à 190 mg/kg de Cu, 0,1 à 0,8 mg/kg de Pb et 193 à 402 mg/kg de Zn.

**Tableau 31** : Teneurs en métaux lourds dans les racines de *Barleria repens*

Types de sol	Doses d'apport de déchets (tonne/ha)	Date de prélèvement	Teneurs en métaux lourds (mg/kg)			
			Cd	Cu	Pb	Zn
Ferrugineux tropicaux	10	3 mois	12	48	0,1*	329
Ferrugineux tropicaux	15	3 mois	10	34	0,1*	224
Ferrugineux tropicaux	20	3 mois	9	22*	0,3*	58*
Vertique	10	3 mois	24	190	0,1*	402
Vertique	15	3 mois	22	72	5*	342
Vertique	20	3 mois	20	20*	0,8*	193

\* : Ces valeurs sont comprises dans la gamme des concentrations normales pour les plantes (Larcher, 2003).

Dans les tiges de *Barleria repens* et en sols ferrugineux tropicaux, les teneurs sont de l'ordre de 20 à 21 mg/kg de Cd, 8 à 11 mg/kg de Cu, 0,01 à 0,6 mg/kg de Pb à 43 à 46 mg/kg de Zn. Dans les sols vertiques, on note des teneurs en Cd qui varient entre 15 à 21 mg/kg, entre 5 à 8 mg/kg pour le Cu, entre 0,03 à 0,1 mg/kg pour le Pb et entre 41 à 80 mg/kg pour le Zn.



**Tableau 32** : Teneurs en métaux lourds dans les tiges de *Barleria repens*

Types de sol	Doses d'apport de déchets (tonne/ha)	Date de prélèvement	Teneurs en métaux lourds (mg/kg)			
			Cd	Cu	Pb	Zn
Ferrugineux tropicaux	10	3 mois	20	8*	0,01*	43*
Ferrugineux tropicaux	15	3 mois	21	10*	0,3*	45*
Ferrugineux tropicaux	20	3 mois	21	11*	0,6*	46*
Vertique	10	3 mois	15	8*	0,03*	80*
Vertique	15	3 mois	19	6*	0,08*	41*
Vertique	20	3 mois	21	5*	0,1*	43*

\* : Ces valeurs sont comprises dans la gamme des concentrations normales pour les plantes (Larcher, 2003).

Dans les feuilles de *Barleria repens*, les teneurs enregistrées sont de 2,9 à 3,1 mg/kg de Cd, 21 à 23 mg/kg de Cu, 0,01 à 0,2 mg/kg de Pb, 236 à 500 mg/kg de Zn dans les sols ferrugineux tropicaux. Dans les sols vertiques, on note des teneurs en Cd qui varient entre 0,01 à 0,3 mg/kg, entre 32 et 33 mg/kg pour le Cu, entre 0,1 et 0,2 mg/kg pour le Pb et entre 148 et 254 mg/kg pour le Zn.

**Tableau 33** : Teneurs en métaux lourds dans les feuilles de *Barleria repens*

Types de sol	Doses d'apport de déchets (tonne/ha)	Date de prélèvement	Teneurs en métaux lourds (mg/kg)			
			Cd	Cu	Pb	Zn
Ferrugineux tropicaux	10	3 mois	3,1	20*	0,01*	500
Ferrugineux tropicaux	15	3 mois	3	21*	0,1*	354
Ferrugineux tropicaux	20	3 mois	2,9	23*	0,2*	236
Vertique	10	3 mois	0,01*	32	0,1*	148
Vertique	15	3 mois	0,3	33	0,17*	240
Vertique	20	3 mois	0,01*	33	0,2*	254

\* : Ces valeurs sont comprises dans la gamme des concentrations normales pour les plantes (Larcher, 2003).

### 3.1.2.2. Teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux de *Cymbopogon citratus*

Les résultats de l'analyse des teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux de *Cymbopogon citratus* sont consignés dans les Tableaux 34 et 35 respectivement dans les racines et dans les feuilles.

Dans les sols ferrugineux tropicaux, les résultats au niveau racinaire montrent des teneurs en Cd qui varient entre 18 et 23 mg/kg, entre 9 et 27 mg/kg pour le Cu, entre 0,2 et 0,4 mg/kg pour le Pb et entre 190 et 292 mg/kg pour le Zn. Dans les sols vertiques, les teneurs en Cd sont comprises entre 15 et 24 mg/kg, entre 14 et 19 mg/kg pour le Cu, entre 0,2 et 0,6 mg/kg pour le Pb et entre 266 et 309 mg/kg pour le Zn.

**Tableau 34** : Teneurs en métaux lourds dans les racines de *Cymbopogon citratus*

Types de sol	Doses d'apport de déchets (tonne/ha)	Date de prélèvement	Teneurs en métaux lourds (mg/kg)			
			Cd	Cu	Pb	Zn
Ferrugineux tropicaux	10	3 mois	18	27*	0,2*	292
Ferrugineux tropicaux	15	3 mois	20	18*	0,3*	204
Ferrugineux tropicaux	20	3 mois	23	9*	0,4*	190
Vertique	10	3 mois	24	19*	0,6*	266
Vertique	15	3 mois	22	16*	0,5*	309
Vertique	20	3 mois	15	14*	0,2*	350

\* : Ces valeurs sont comprises dans la gamme des concentrations normales pour les plantes (Larcher, 2003).

Les feuilles de *Cymbopogon citratus* ont accumulé des teneurs en Cd qui varient entre 9 et 11 mg/kg, 6 et 9 mg/kg de Cu, 0,1 et 0,3 mg/kg de Pb et entre 128 et 230 mg/kg de Zn dans les sols ferrugineux tropicaux. Dans les sols vertiques, on note des teneurs en Cd qui varient entre 1,8 et 2,4 mg/kg, entre 9 et 10 mg/kg pour le Cu, entre 0,01 et 0,2 mg/kg pour le Pb et entre 79 et 107 mg/kg pour le Zn.

**Tableau 35:** Teneurs en métaux lourds dans les feuilles de *Cymbopogon citratus*

Types de sol	Doses d'apport de déchets (tonne/ha)	Date de prélèvement	Teneurs en métaux lourds (mg/kg)			
			Cd	Cu	Pb	Zn
Ferrugineux tropicaux	10	3 mois	9	9*	0,1*	128*
Ferrugineux tropicaux	15	3 mois	10	7*	0,2*	220
Ferrugineux tropicaux	20	3 mois	11	6*	0,3*	230
Vertique	10	3 mois	1,8	10*	0,2*	79*
Vertique	15	3 mois	2	9*	0,1*	88*
Vertique	20	3 mois	2,4	9,1*	0,01*	107*

\* : Ces valeurs sont comprises dans la gamme des concentrations normales pour les plantes (Larcher, 2003).

### 3.1.2.3. Teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux de *Lantana camara*

Les résultats de l'analyse des teneurs en métaux lourds dans les différentes parties végétales de *Lantana camara* sont répertoriés dans les Tableaux 36 ; 37 et 38 respectivement dans les racines, les tiges et les feuilles.

Les racines de *Lantana camara* dans les sols ferrugineux tropicaux ont exporté, 12 à 21 mg/kg de Cd, 15 à 24 mg/kg de Cu, 0,1 à 0,4 mg/kg de Pb, 190 à 349 mg/kg de Zn. Dans les sols vertiques, les teneurs en Cd varient entre 16 et 17 mg/kg, entre 2 et 5 mg/kg pour le Cu, entre 0,3 et 1 mg/kg pour le Pb et entre 125 et 236 mg/kg pour le Zn.

**Tableau 36** : Teneurs en métaux lourds dans les racines de *Lantana camara*

Types de sol	Doses d'apport de déchets (tonne/ha)	Date de prélèvement	Teneurs en métaux lourds (mg/kg)			
			Cd	Cu	Pb	Zn
Ferrugineux tropicaux	10	3 mois	21	15*	0,1*	349
Ferrugineux tropicaux	15	3 mois	16	21*	0,3*	331
Ferrugineux tropicaux	20	3 mois	12	24*	0,4*	190
Vertique	10	3 mois	17	5*	1*	125
Vertique	15	3 mois	17	3*	0,3*	129
Vertique	20	3 mois	16	2*	0,7*	236

\* : Ces valeurs sont comprises dans la gamme des concentrations normales pour les plantes (Larcher, 2003).

Les résultats au niveau de la tige de *Lantana camara* montrent des teneurs de l'ordre de 13 à 19 mg/kg de Cd, entre 10 et 14 mg/kg de Cu, entre 0,01 à 0,9 mg/kg pour le Pb, entre 56 et 63 mg/kg pour le Zn dans les sols ferrugineux. Les teneurs en métaux accumulés dans les sols vertiques sont de 14 à 17 mg/kg de Cd, entre 9 et 20 mg/kg de Cu, 0,21 à 0,7 mg/kg pour le Pb, entre 75 et 144 mg/kg de Zn.

**Tableau 37** : Teneurs en métaux lourds dans les tiges de *Lantana camara*

Types de sol	Doses d'apport de déchets (tonne/ha)	Date de prélèvement	Teneurs en métaux lourds (mg/kg)			
			Cd	Cu	Pb	Zn
Ferrugineux tropicaux	10	3 mois	13	10*	0,01*	56*
Ferrugineux tropicaux	15	3 mois	17	13*	0,4*	60*
Ferrugineux tropicaux	20	3 mois	19	14*	0,9*	63*
Vertique	10	3 mois	14	20*	0,21*	75*
Vertique	15	3 mois	16	12*	0,4*	102*
Vertique	20	3 mois	17	9*	0,7*	144

\* : Ces valeurs sont comprises dans la gamme des concentrations normales pour les plantes (Larcher, 2003).

Dans les sols ferrugineux tropicaux, les résultats au niveau des feuilles de *Lantana camara* montrent des teneurs en Cd comprises entre 0,8 et 1 mg/kg, entre 2 et 11 mg/kg pour le Cu, entre 0,1 et 0,9 mg/kg pour le Pb et entre 185 et 440 mg/kg pour le Zn. Dans les sols vertiques, on note 0,01 mg/kg de Cd, entre 35 et 36 mg/kg de Cu, entre 0,01 et 0,2 mg/kg pour le Pb et entre 320 et 365 mg/kg pour le Zn.

**Tableau 38:** Teneurs en métaux lourds dans les feuilles de *Lantana camara*

Types de sol	Doses d'apport de déchets (tonne/ha)	Date de prélèvement	Teneurs en métaux lourds (mg/kg)			
			Cd	Cu	Pb	Zn
Ferrugineux tropicaux	10	3 mois	0,8	11*	0,9*	185
Ferrugineux tropicaux	15	3 mois	1	9*	0,8*	354
Ferrugineux tropicaux	20	3 mois	1	2*	0,1*	440
Vertique	10	3 mois	0,01*	36	0,01*	320
Vertique	15	3 mois	0,01*	36	0,2*	355
Vertique	20	3 mois	0,01*	35	0,1*	365

\* : Ces valeurs sont comprises dans la gamme des concentrations normales pour les plantes (Larcher, 2003).

## 3.2. Discussion

### 3.2.1. Teneurs en métaux lourds des sols rhizosphériques

Les teneurs en métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) des sols après culture ont varié après la culture des plantes dans les sols rhizosphériques.

D'une manière générale, les teneurs en métaux lourds dans les sols rhizosphériques ont baissé par rapport aux sols avant culture quel que soit le type de sol et l'espèce végétale.

Les concentrations en Cu, Pb, et Zn ont subi une diminution dans les sols rhizosphériques avec *Barleria repens* quel que soit le type de sol et *Cymbopogon citratus* uniquement dans les sols ferrugineux tropicaux.

Cette diminution de la teneur s'expliquerait par le prélèvement de ces métaux lourds par ces espèces végétales. Ces baisses des teneurs dans les sols rhizosphériques comparées aux sols

avant culture pourraient également être attribuées à une détoxification de ces métaux (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

Toutefois, des augmentations de la concentration en métaux lourds ont également été notées. Les teneurs en Cd, Cu et Zn ont augmenté avec *Lantana camara* et avec *Cymbopogon citratus* seulement dans les sols vertiques. Cette hausse pourrait être expliquée par une immobilisation de ces métaux au niveau de la rhizosphère. Ce résultat a été également trouvé chez une espèce de *Poaceae*, *Phragmites australis* qui est expliquée selon St-Cyr et Crowder (1990) par une immobilisation de ces métaux par co-précipitation au niveau de la rhizosphère.

### 3.2.2. Teneurs en métaux lourds dans les organes végétaux des plantes

Les résultats ont permis de mettre en évidence la capacité de *Barleria repens*, *Cymbopogon citratus* et *Lantana camara* à bioaccumuler les métaux lourds. Toutefois, une exception est faite pour les teneurs en Pb enregistrées au niveau de tous les organes végétaux, du Zn au niveau des tiges et Cd (uniquement dans les sols vertiques).

Ces espèces étudiées ne se comportent pas de la même façon face aux pollutions métalliques. En effet, les plants de *L. camara* accumulent des quantités plus élevées que les autres espèces. Les teneurs en métaux lourds obtenues dans les biomasses sèches des plantes sont supérieures aux valeurs obtenues avec les concentrations critiques au-dessus desquelles les effets de toxicité sont possibles (Kabata-Pendias and Pendias, 1992).

Les travaux de Thi (2009) ont prouvé que *Lantana camara* accumule le plomb dans ses racines (3284,08 mg/kg) puis celui-ci est transféré vers les parties aériennes (552,77 mg/kg) où il est également accumulé en grande quantité. Toutefois, le potentiel de *Lantana camara* en tant que plante phytoextractrice de Pb et de Cd a déjà été prouvé par Diep (2005). Robinson et al. (2000) ont montré que *P. trichocarpa* x *P. deltoides* pouvait accumuler de fortes concentrations de Cd (209 mg kg<sup>-1</sup>) dans ses tissus foliaires sur un sol contenant jusqu'à 300 mg Cd kg<sup>-1</sup> (Robinson et al., 2000). Des études antérieures réalisées avec le colza sur des sols contaminés, montrent une accumulation du Pb, de Cu, Cd et du Zn dans la biomasse de la plante (Blaylock et al., 1997).

Des résultats similaires chez *Arabidopsis halleri* ont été rapportés par Zhao et al. (2000) avec des teneurs foliaires de 300 mg kg<sup>-1</sup> de Cd et 20800 mg kg<sup>-1</sup> de Zn. Par ailleurs, les teneurs sont plus élevées aux niveaux des feuilles et des racines comparées à celle des tiges. Ces résultats



corroborent ceux de Aude (2009) qui a montré des teneurs en Pb, Cr et Mn plus élevées dans les feuilles que dans les tiges de *Arabidopsis halleri*. Ces teneurs sont également conformes à ceux rapportées par Vandecasteele et al. (2008).

Très peu d'études se sont intéressées à la phytoextraction par les plantes utilisées dans cette étude à l'exception du *Lantana camara* pour la décontamination du Pb.

## Conclusion partielle

L'ajout de déchets urbains solides a entraîné l'amélioration de la fertilité du sol notamment dans les traitements T1, T2 et T3 ; ce qui a entraîné une hausse significative des teneurs en N, P, K total et le pHeau. L'activité biologique qui est un bon indicateur de la fertilité du sol, a aussi été améliorée significativement par l'apport de déchets urbains. Cependant, des réductions non significatives de la biomasse microbienne du sol ont été enregistrées avec l'apport de déchets quel que soit l'espèce végétale.

Les résultats montrent que l'apport de déchets induit une amélioration significative de la croissance des plantes testées par rapport au traitement T0. Cela se traduit par des taux de croissance et des biomasses végétales significativement plus élevés dans les traitements avec ajout de déchets urbains comparées au traitement témoin. L'apport de déchets urbains solides a également amélioré la performance des plantes tant du point de vue de la croissance en hauteur (57,45%) que de la circonférence du tronc (58,25%).

Les espèces végétales testées ont accumulé des quantités différentes de métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn). *Lantana camara* a exporté plus de métaux suivi de *Barleria repens* puis de *Cymbopogon citratus*. *B. repens* et *L. camara* ont accumulé moins de métaux lourds au niveau de la tige comparées. Ces teneurs sont loin de celles trouvées excessives ou toxiques pour les plantes. Ce qui signifierait que *B. repens* et *L. camara* n'accumulent pas des quantités importantes au niveau de leur tige. Les métaux lourds accumulés sont transférés vers les feuilles.

## **DISCUSSION GENERALE**

La caractérisation chimique des sols utilisés dans notre étude a révélé des faibles teneurs en éléments nutritifs. Or, le sol constitue le réservoir où les plantes puisent l'eau et les éléments minéraux nécessaires à leurs besoins (Dembélé et Somé, 1991). D'une façon générale, les résultats ont montré que l'apport de déchets urbains entraînerait une augmentation de manière significative les teneurs de ces éléments nutritifs quel que soit le type de sol. Les déchets urbains apportés ont été nécessaires pour relever le niveau de la matière organique du sol en améliorant sa fertilité. En effet, la matière organique améliore les propriétés biologiques et physico-chimiques du sol et constitue une source d'éléments nutritifs pour les cultures (Misra et al., 2005). Les apports organiques, en plus de la fertilité des sols, améliorent la structure et la porosité du sol (Ouedraogo et al. 2001). On note en outre, une augmentation du pH avec les déchets urbains comparés toujours au témoin. Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus par Assimi et al. (2000) et Sedogo (1993) qui ont expliqué la baisse du pH par la désaturation du complexe d'échange cationique (CEC). Les résultats confirment l'importance des apports de substrats organiques en occurrence les déchets urbains solides pour maintenir, voire relever le niveau de la matière organique du sol en améliorant sa fertilité (Bacyé et al., 1998 ; Zombré, 2006).

Les valeurs les plus élevées de la respiration du sol et de la biomasse microbienne enregistrées au niveau des traitements T1, T2 et T3 seraient liées à l'apport de déchets urbains solides. En effet, la respiration du sol est étroitement dépendante de la qualité et de la quantité des substrats (Lagomarsino et al., 2006). Ce qui signifie que l'apport des amendements organiques améliore les activités biologiques du sol.

Nous pouvons ainsi déduire que les traitements avec apport de déchets urbains (T1, T2 et T3) permettent d'améliorer l'activité biologique des sols. L'activité biologique a comme support énergétique la matière organique (Somé et al., 2007). Dès lors, l'absence de substrats organiques au niveau du témoin T0 limite considérablement le développement des micro-organismes ; ces derniers ne bénéficiant pas de source d'énergie suffisante. Ryan et Law (2005) indiquent que la respiration du sol dépend de la qualité et de la quantité des matières organiques du sol.

Cependant, des valeurs faibles de la biomasse microbienne observées aux niveaux des traitements avec apport de déchets avec *B. repens*, *L. camara* et *C. citratus* pourraient être liées à l'effet des métaux lourds contenus dans les déchets apportés. Selon Ekalund et al., (2003) la présence de métaux lourds diminuait la biomasse microbienne soit directement soit en inhibant certaines propriétés biochimiques du sol indispensables à leur survie. Selon certains auteurs, les communautés bactériennes peuvent être influencées par de nombreux autres facteurs

environnementaux tels que le pH, la température, la teneur en nutriments. Ce qui signifie que cette baisse de la biomasse microbienne n'est pas systématiquement et directement imputable à la présence de métal.

Toutefois, la biomasse microbienne augmente en présence de plantes. Les exsudats racinaires servent de source de carbone et d'énergie pour les microorganismes du sol (Butenschoen *et al.*, 2008). Dans notre cas, la contamination par le Cd, Cu, Pb et Zn affecte favorablement le développement des plantes ; on peut donc supposer que la présence de ces métaux lourds, en stimulant la croissance racinaire, stimule également la production d'exsudats favorables au développement des colonies microbiennes.

Les croissances remarquables enregistrées aux niveaux des plantes en fin de culture sont dues au regain de l'activité biologique du sol qui a favorisé cette croissance. L'augmentation significative des teneurs des éléments nutritifs a été le facteur essentiel, à l'origine des effets positifs induits par les traitements avec apport de déchets sur la croissance des plantes. Les plantes profitent de la minéralisation de la matière organique apportée par les déchets urbains. En effet, l'application de déchets améliore la croissance des plantes, ce qui a entraîné une forte biomasse des organes végétaux. Selon Biolders *et al.* (2002) l'apport de la fumure organique est une source d'énergie et d'aliments pour les communautés microbiennes du sol ; ce qui favorise la disponibilité en éléments nutritifs pour la croissance des plantes. Des résultats ont montré que des apports de substrat organiques bien décomposé (C/N voisin de 10) permettaient d'éviter, ou au moins de limiter, l'acidification, d'augmenter les niveaux des rendements des cultures. Il est essentiel de maintenir le taux de matière organique au dessus de certains seuils, qu'on peut fixer autour de 1% (Delville *et al.*, 1991). Les biomasses végétales plus importantes dans les sols ferrugineux tropicaux par rapport aux sols vertiques s'expliqueraient par la disponibilité des éléments nutritifs dans chaque type de sol. Le K assimilable, plus élevé dans les sols ferrugineux tropicaux pourrait expliquer cette différence. La disponibilité des éléments nutritifs a été donc un facteur essentiel, à l'origine des effets positifs induits par les traitements avec apport de déchets sur la croissance des plantes. Par ailleurs, le potassium est un élément important de la fertilisation minérale pour la plante et constitue avec l'azote et le phosphore, les trois éléments de base. Il intervient comme régulateur des fonctions dans l'assimilation chlorophyllienne. Dans des traitements avec apport de déchets contaminés par la présence de métaux lourds, les plantes testées atteignent des biomasses plus élevées que dans les

témoins. La présence de métaux lourds dans les sols n'a pas affecté la croissance et le développement de plantes.

Dans cette étude, les résultats ont démontré une excellente croissance des plantes liée aux caractéristiques des sols. Cette croissance a été remarquable au niveau de la biomasse des organes végétaux (racines, feuilles et tiges). Ces biomasses végétales élevées ont eu un impact très positif sur les quantités de métaux lourds exportées (Annexe 1), notamment dans les sols ferrugineux tropicaux avec les traitements T3 et T2 où les biomasses sont les plus élevées. Cette différence de la quantité de métaux lourds exportés par les organes végétaux des plantes s'expliquerait par les quantités de biomasses produites. L'efficacité de la dépollution dépend de la quantité de biomasse aérienne (Khan *et al.*, 2000 ; Aude, 2009). Les quantités de métaux accumulés ont augmenté avec la durée de mise en culture. Ceci se justifie toujours par l'importance de la biomasse végétale et la quantité de métaux exportée ; les biomasses végétales étant plus élevées avec la durée de mise en culture. Ainsi, pour que les plantes accumulent des quantités importantes de métaux lourds, les techniques de phytoremediation doivent sélectionner les espèces selon leur potentiel de croissance afin de donner de bons rendements de biomasse végétale.

Les quantités élevées de zinc (Annexe 1) s'expliqueraient par les teneurs très élevées de ce métal dans les racines et feuilles quelle que soit l'espèce végétale testée. Ces teneurs élevées en zinc pourraient se justifier par le fait que ce métal est un oligo-élément, naturellement prélevé par les plantes. Ces teneurs dépassent de loin le niveau critique et sont donc toxiques pour les animaux (Dudka *et al.*, 1995).

Les faibles quantités en plomb se justifieraient par des teneurs moins élevées dans les organes végétaux des plantes. En effet, le plomb a une faible mobilité dans le sol et une capacité à former des complexes organiques qui le rendent indisponible pour les plantes (Orlowska *et al.*, 2002).

Les expériences ont mis en évidence une forte accumulation de métaux dans les feuilles, les racines des plantes. Les teneurs sont en générale supérieures aux valeurs comprises dans la gamme des concentrations normales pour les plantes (Larcher, 2003).

## **CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES**

L'objectif général de ce projet de thèse est de mettre en évidence des espèces végétales locales capables de dépolluer des sols ferrugineux tropicaux et des sols bruns vertiques des périmètres maraîchers du Burkina Faso pollués par les métaux lourds.

Plusieurs hypothèses ont sous tendus nos travaux qui ont conduit à l'obtention d'un certain nombre de résultats.

***(1) Les métaux lourds contenus dans les déchets urbains solides n'influencent pas la composition chimiques et l'activité microbienne des sols des différents traitements.***

La caractérisation des propriétés chimiques a été réalisée par la détermination d'un certain nombre de paramètres à savoir, le pH<sub>eau</sub>, carbone, azote, phosphore et le potassium (N-P-K) total, P-assimilable, C/N et la capacité d'échange cationique (CEC) des différents substrats. L'activité microbienne des sols a été évaluée par la mesure de l'activité biologique globale (C-CO<sub>2</sub> dégagé) et par l'estimation de la biomasse microbienne du sol.

Il ressort des résultats obtenus, que l'apport de déchets urbains solides a permis d'améliorer significativement les teneurs des propriétés chimiques des sols. Une hypothèse a été évoquée pour expliquer ces résultats ; l'ajout de déchets urbains solides a sans doute entraîné l'amélioration de la teneur du sol en MO, notamment dans les traitements à forte dose de déchets et partant celle des autres paramètres tels que le N, P, K total et le pH<sub>eau</sub>.

L'activité biologique, indicateur important de la fertilité du sol, a aussi été améliorée significativement par l'ajout de déchets. Les résultats sur le dégagement de C-CO<sub>2</sub> cumulé ont montré que le type de sol et le traitement ont un impact significatif sur la respiration des sols avant culture. La biomasse microbienne a augmenté significativement avec l'ajout de déchets urbains solides. Toutefois, des réductions de la biomasse microbienne du sol ont été observées avec *B. repens*, *C. citratus* et *L. camara*.

L'utilisation de nouvelles approches moléculaires comme la PCR en temps réel ou les techniques ciblant l'ARN pourraient nous apporter des renseignements sur la succession des modifications fonctionnelles des communautés bactériennes.

***(2) Les déchets urbains contaminés par les métaux lourds ont une influence sur la croissance et les biomasses végétales des plantes testées.***

Nous avons apprécié les réponses des plantes testées à travers les taux de croissance en hauteur, de la circonférence de la tige et du nombre de tiges en fonction de chaque espèce végétale. Nous avons également évalué les biomasses des organes végétaux (racines, tiges et feuilles) à la fin de culture.

Les résultats montrent que l'apport de déchets induit une amélioration significative de la croissance des plantes testées par rapport au traitement T0. Cela s'est traduit par des taux de croissance et des biomasses végétales significativement plus élevés dans les traitements avec ajout de déchets urbains comparées aux traitements témoins. La croissance est plus élevée quand la dose de déchet est plus forte.

Il conviendra de vérifier le taux maximum de chaque métal que peut supporter chacune des espèces testées en fonction de la taille du plant et de son état physiologique. La nature et la composition du sol sont également à prendre en considération. Ceci devrait nous permettre de déterminer quelle est la stratégie préférentielle utilisée par chaque plante pour contrer les effets délétères induits par la présence de ces métaux lourds.

***(3) Les plantes testées accumulent les métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) dans les différentes parties végétales (racines, tiges et feuilles).***

L'évaluation du potentiel accumulateur des plantes testées a été réalisée par la mesure des teneurs en métaux lourds par la méthode de l'ICP-MS au niveau des racines, des feuilles et tiges après chaque prélèvement.



Les résultats des analyses ont montré que les teneurs en métaux lourds dans nos substrats de référence demeurent élevées par comparaison avec les moyennes mondiales (Cd 0,35 mg/kg; Cu 30 mg/kg; Pb 35 mg/kg; Zn 90 mg/kg; Bowen, 1979) des sols non contaminés (exception faite du Pb). Ces valeurs, supérieures aux normes, permettent de conclure que les substrats utilisés sont pollués par ces trois métaux (Cd, Cu et Zn).

Nos résultats confirment l'hypothèse de départ à savoir que les espèces végétales testées sont intéressantes pour la phytoextraction du Cd, Cu et Zn puisqu'elles présentent des concentrations plus élevées que celles présentées dans la littérature être excessives ou toxiques au niveau de leur parties végétales.

Les espèces végétales à savoir *Vetiveria nigriflora*, *Oxytenanthera abyssinica*, *Lantana camara* peuvent donc être envisagées pour décontaminer les sols ferrugineux tropicaux et les sols vertiques contaminés par le Cd, Cu, Pb et Zn au niveau de leurs racines et leurs feuilles.

Dans le cas des symptômes de phytotoxicité, la chute des feuilles pourrait disperser la contamination. Les métaux lourds n'étant pas tous biodégradables, une récolte ultérieure et une destruction de ces végétaux contaminés par incinération, est indispensable pour compléter le processus de dépollution. Cette technique appelée « phytomining » permet ensuite de récupérer les métaux lourds après incinération des végétaux.

Les capacités importantes de ces plantes pour accumuler les métaux lourds devraient permettre de limiter l'utilisation de méthodes ex-situ onéreuses et/ou polluantes pour l'environnement.

Pour compléter ces données, il serait utile de tester la capacité de ces plantes à accumuler d'autres métaux, comme par exemple le Cr et Ni, sur d'autres types de sol présentant une pollution métallique plus importante et de comparer cette accumulation aux autres espèces végétales. Ces résultats permettraient de définir le spectre d'accumulation de ces plantes en fonction de la pollution métallique du sol étudié et donc de préciser le cadre d'utilisation de chaque espèce en phytoextraction.

## **REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

## A

**Adhikari T, Ajay K, Singh MV, Subba AR. 2010.** Phytoaccumulation of lead by selected wetland plant species. *Soil Sci. Plant Anal.*, **41**: 2623-2632.

**Adriano, D.C., 2001.** Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. 2<sup>nd</sup> Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg. 223-232

**Alloway B.J. (1995).** In "Heavy Metals in Soils", seconde édition, Ed. Alloway B.J., Blackie Academic et Professional, Londres (Royame-Uni). 36-40

**Aravind, NA, Dinesh Rao, KN Ganeshiah, R Uma Shaanker ET JG Poulsens 2010.** "Impact of the invasive plant, Lantana camara, on bird assemblages at Malé Mahadeshwara Reserve Forest, South India"; *Tropical Ecology* ; 51 (2S): 325–338

**Asimi S., Sedogo P.M., Ayemou A. et Lompo F., 2000.** Influence des modes de gestion des terres sur la respiration du sol et le carbone de la biomasse microbienne. *Sciences et techniques, Sciences naturelles et agronomiques.* 42-53 pp

**Aude Migeon, 2009.** Etude de la variabilité naturelle dans la réponse du peuplier aux métaux: bases physiologiques et exploitation en phytoremédiation. Thèse de doctorat de l'Université Henri Poincaré, Nancy-Université, Biologie Forestière. 345 p

## B

**Bååth, E., Díaz-Raviña, M., Frostegård, Å., Campbell, C.D. 1998.** Effect of metal-rich sludge amendments on the soil microbial community. *Appl. Environ. Microbiol.* **64**, 238-245.

**Bacyé B., Moreau R., Feller C. 1998.** Décomposition d'une poudrette de fumier incorporée dans un sol sableux de versant et un sol argilo-limoneux de bas-fond en milieu soudano-sahélien. *Etude et Gestion des Sols*, (5), 2 : 83-92.

**Baize, D. 1997.** Teneurs totales en éléments trace métalliques dans les sols (France). INRA Editions, Paris. 408 p

**Baker, A.J.M. et Walker, P.L. 1990.** Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In: Heavy metal tolerance in plants - Evolutionary aspects. Shaw, A. (Eds). CRC Press, 155 -177

**Baker, A.J.M., et Brooks, R.R. 1989.** Terrestrial higher plants which hyper accumulate and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants, Prasad M.N.V. et Strzalka K. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol* **49**, 669-696.

**Baldacchino, F., Tramut, C., Salem, A., Liénard, E., Delétré, E., Franc, M., Martin, T., Duvallet, G. et Jay-Robert, P. 2013:** The repellency of lemongrass oil against stable flies, tested using video tracking. *Parasite*, **20**, 21.

**Banuelos, G.S., Shannon, M.C.; Ajwa, H., Draper, J.H., Jordahl, J., Licht, J. 1999.** Phytoextraction and accumulation of boron and selenium by poplar (*Populus*) hybrid clones. *International Journal of Phytoremediation* 1, 81-96.

**Barreto F, Sousa E, Campos A, Costa J, Rodrigues F. 2010.** "Antibacterial Activity of *Lantana camara* Linn and *Lantana montevidensis* Brig Extracts from Cariri-Ceará, Brazil. *J Young Pharm.* 1;2(1):42-44

**Bargagli R. 1998.** Trace elements in terrestrial plants. An ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery. Springer. 324 p.

**Benton Jones J., 1998.** Plant Nutrition Manual. CRC Press, 2000 Corporate Blvd., Boca Raton. 149 p.

**Berti, W.R., et Cunningham, S. D., 2000.** Phytostabilization of metals. In I. Raskin et B. D. Ensley (Eds.), *Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean-up the environment*. New York: Wiley. 71–88.

**Bielders C. L., Michels K., Bationo A., 2002.** On-farm evaluation of ridging and residue management options in Sahelian millet–cowpea intercrop. 1. Soil quality changes. *Soil Use Manage*, 18 : 216–222.

**Bilgo A., Masse D., Sall S., Serpantié G., Chotte J. – L. et Hien V. 2007.** Chemical and microbial properties of semiarid tropical soils of short-term fallows in Burkina Faso, West Africa. *Biology and Fertility of Soils* 43, 313–320.

**Bizily, S.P., Rugh, C.L., Summers, A.O., Meagher, R.B. 1999.** Phytoremediation of methylmercury pollution: *merB* expression in *Arabidopsis thaliana* confers resistance to organomercurials. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96, 6808-6813.

**Blanchard, C. 2000.** Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse : Ecole Doctorale de Chimie de Lyon. 164 p

**Blaylock, M.J., Huang, J.W. 2000.** "Phytoextraction of metals" In: Raskin. & B D Ensley, I eds. , *Phytoremediation of Toxic Metals Using Plants to Clean up the Environment*, John Wiley & Sons, Inc., New York, pp. 53-70.

**Blaylock M. J., Salt D.E., Dushenkro S, Zakhrova O.; Gussman C. and Raskin, I. 1997.** Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil applied chelating agents. *Environ. Sci. Technol.* 31: 860 - 865.

**Bowen, H.J.M. 1979.** Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, New York, pp. 49-62.

**Bray R. H. et Kurtz L. T. 1945.** Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*, 59. p 39-45.

**Brooks, R.R. , Chambers, M.F., Nicks, L.J., Robinson, B.H. 1998.** Phytomining. *Trends in Plant Science* 3, 359-362.

**Brooks, R.R. 1998.** Geobotany and hyperaccumulators. In: Brooks, R.R. (Ed.). Plants that hyperaccumulate heavy metals. CABI Publishing, Wallingford, 55-94.

**Brown, G.G. 1995.** How do earthworms affect microflora and faunal community diversity? *Plant and Soil* 170, 209-231

**Buchanan, B., Gruissem, W., et Jones, R.L. 2002.** Biochemistry & Molecular and Biology of Plants American Society of Plant Physiologists (distribution through Wiley et Sons) Monona Drive, Rockville, USA. 224 p

**BUNASOLS, 1985.** État de connaissance de la fertilité des sols du Burkina Faso. *Document technique*, 50 p.

**Butenschoen, O., Marhan, S., Scheu, S. (2008).** Response of soil microorganisms and cadmium on the metabolic quotient, L-D-glutamic acid respiration ratio and enzyme activity: microbial biomass ratio under laboratory conditions. *Biol. Fertil. Soils* 32, 8-16.

## C

**Castiglione, S., Todeschini, V., Franchin, C., Torrigiani, P., Gastaldi, D., Cicatelli, A., Rinaudo, C., Berta, , Biondi, S. , Lingua, G. 2009.** Clonal differences in survival capacity, copper and zinc accumulation, and correlation with leaf polyamine levels in poplar: A large scale field trial on heavily polluted soil. *Environmental Pollution*. In press. 163 (4), 497–506.

**Chaignon, V. 2001.** Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées. Cas de sols viticoles contaminés par des fongicides. Thèse de doctorat, Université d'Aix-Marseille; Marseille, France. 165 p

**Chaîneau, C.H., Morel, J.L., Oudot, J. 2000.** Biodegradation of fuel oil hydrocarbons in the rhizosphere of maize. *Journal of Environmental Quality* 29, 569-578.

**Chaney RL, Angle JS, Broadhurst CL, Peters CA, Tappero RV, Sparks DL. 2007.** Improved understanding of hyperaccumulation yields commercial phytoextraction and phytomining technologies. *J. Environ. Qual.*, **36**: 1429-1443.

**Chen HM, Zheng CR, Tu C, Shen ZG. 2000.** Chemical methods and phytoremediation of soil contaminated with heavy metals. *Chemosphere*, **41**: 229-234.

**Chon, H.T.; Ahn, J.S. et Jung, M.C. 1998.** Seasonal variations and chemical forms of heavy metals in soils and dusts from the satellite cities of Seoul, Korea. *Environ. Geochem. Health*, **20**: 77-86.

**COST 837. 2002.** Rapport du Colloque tenu à Bordeaux-acquittaine sur le thème: « Evaluation du risque de gestion durable du sol à l'aide des plantes dans les sols contaminés en éléments traces. »environment using plants. *Biotechnology*, **13**: 468-474.

**Coulibaly K., 2008.** Effet des modes de gestion de la fumure et de l'utilisation des pesticides sur les paramètres physicochimiques et biologiques du sol et la pollution des eaux de ruissellement. Mémoire de DEA, Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso/ Institut du Développement Rural. 59p

**Cunningham, S.D., Shann, J.R., Crowley, D.E., et Anderson, T.A. 1997.** Phytoremediation of contaminated water and soil. In E. L. Kruger, T. A. Anderson, & J. R. Coats (Eds.), Phytoremediation of soil and water contaminants. Washington, DC: American Chemical Society. 664. 2–19 p

## D

**Das P., Samantaray S. et Rout G.R., 1997:** Studies on cadmium toxicity in plants: A review. *Environ. Pollut.* 98 : 29-36.

**De Burbure C., Buchet J.P., Leroyer A., Nisse C., Haguenoer J.M., Mutti A., Smerhovsky Z., Cikrt M., Trzcinka-Ochocka M., Razniewska G., Jakubowski M., Bernard A. 2006.** Renal and neurologic effects of cadmium, lead, mercury, and arsenic in children: evidence of early effects and multiple interactions at environmental exposure levels. *Environmental Health Perspectives* 144 : 584- 590.

**Dejoux C., 1988.** La pollution des eaux continentales africaines. Expérience acquise, situation actuelle et perspectives. ORSTOM. Col. Travaux et documents n°213. Paris. 513 p.

**Delville Ph. L., Moreau D., Rabot C., 1991.** Le point...produire durablement dans les pays du Sahel-Guide pour le diagnostic et le conseil agronomique. GRET, 155 p.

**Dembélé Y., Somé L., 1991.** Propriétés hydrodynamiques des principaux types de sol du Burkina Faso in. Soil water balance in the Sudano-Sahélian Zone. IAHS Publ. n° 199. 217-227.

**Deneux-Mustin, S., Roussel-Debet, S., Mustin, C., Henner, P., Munier-Lamy, C., Colle, C., Berthelin, J., Garnier-Laplace, J., Leyval, C. 2003.** Mobilité et transfert racinaire des sols. Presses polytechniques et universitaires romandes. Collection gérer l'environnement, 14 p.

**Di Baccio, D., Tognetti, R., Sebastiani, L., et Vitagliano, C. 2003.** Responses of *Populus deltoides* x *Populus nigra* (*Populus* x *euramericana*) clone I-214 to high zinc concentrations. *New Phytologist*. 159: 443-452.

**Diallo M. D. 2005.** Effet de la qualité des litières de quelques espèces végétales sahéliennes sur la minéralisation de l'azote. Thèse de doctorat de 3<sup>ème</sup> cycle, Biologie végétale. Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Sénégal. 150 p.

**Diallo L. 2002.** Effet de l'engrais azoté et du fumier sur le rendement du maïs. Mémoire de fin de cycle, Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso/ Institut du Développement Rural, 53 p.

**Diep, M.H. 2005.** Study of some plants that have a potential of the accumulation Pb and Cd from polluted soils in Vietnam. *Biotechnology Review* 3, 503-508.

**Dierberg, F.E., Débuts, T.A., Goulet, J.R.N.A. 1987.** Removal of copper and lead using a thin-film technique. In K. R. Reddy & W. H. Smith (Eds.), *Aquatic plants for water treatment and resource recovery*. Magnolia. pp. 497–504.

**Dommergues Y., 1960.** La notion de coefficient de minéralisation du carbone dans le sol. *Agronomie tropicale*, 15(1) : 55-60.

**Dudka, S.; Piotrowska, M.; Chlopecka, A. et Witek, T. 1995.** Trace metal contamination of soils and crop plants by the mining and smelting industry in Upper Silesia, South Poland. *Journal of Geochemical Exploration*, 5: 237-250.

**Dushenkov, S., Kapulnik, Y. 2000.** Phytoremediation of metals. In I. Raskin & B. D. Ensley (Eds.), *Phytoremediation of toxic metals – Using plants to clean-up the environment*. New York: Wiley. 89–106.

**Dushenkov, S., Vasudev, D., Kapulnik, Y., Gleba, D., Fleisher, D., Ting, K.C. 1997.** Removal of uranium from water using terrestrial plants. *Environmental Science and Technology*, 31(12), 3468–3474.

**Dushenkov, V., Kumar, P.B.A.N., Motto, H., Raskin, I. 1995.** Rhizofiltration: The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environmental Science and Technology*, 29, 1239–1245.

## E

**Epelde, L., Becerril, J.M., Hernandez-Allica, J., Barrutia, O., Garbisu, C. 2008.** Functional diversity as indicator of the recovery of soil health derived from *Thlaspi caerulescens* growth and metal phytoextraction. *Applied Soil Ecology* 39, 299-310.

**Ekalund, F., Olsson, S., et Johansen, A. 2003.** Changes in the succession and diversity of protozoan and microbial populations in soil spiked with a range of copper concentrations. *Soil Biol. Biochem.*, 35, 1507-1516.

**Ensley, B.D. 2000.** Rationale for use of phytoremediation. In I. Raskin, & B. D. Ensley (Eds.), *Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean- up the environment*. New York: Wiley. 3–12.

**Esteban Remon. 2006:** Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Thèse de Doctorat de l'Université Jean Monnet, faculté des sciences et techniques, France. 159 p

## F

**FAO, Rome, ITA. 1976.** Elaboration d'un programme visant à promouvoir l'emploi des matières organiques comme engrais. Rome. 73 p.

**Fardoux J., Fernandes P., Niane-Badiane A., Chotte J.-L. 2000.** Effet du séchage d'échantillons d'un sol ferrugineux tropical sur la détermination de la biomasse microbienne- Comparaison de deux méthodes biocidales de référence. *Étude et gestion des sols*, 7, 4, 2000: 385-394

**Finney, L.A., et O'Halloran, T.V. 2003.** Transition metal speciation in the cell: insights from the chemistry of metal ion receptors. *Science* 300, 931-936

**Fox, T.C. et Guerinot, M.L. 1998.** Molecular Biology of Cation Transport in Plants. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol* 49, 669-696.

**Franklin, R.E., Duis, L., Brown, R., Kemp, T. 2005.** Trace element content of selected fertilizers and micronutrient source materials. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 36, 1591-1609.

## G

**Gadd, J.M. 2000.** Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment. Raskin. I and Ensley. B.D., John Wiley & Sons, Inc, New York, 304 p

**Garbisu, C. Alkorta, I. 2001.** Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresource Technology* 77, 229-236.

**Gardea-Torresdey, J.L., De La Rosa, G., Peralta-Videa, J.R. 2005.** Use of phytofiltration technologies in the removal of heavy metals: A review. *Pure and Applied Chemistry* 76, 801-813.

**Giller, E., K., Witter, Ernst. et Mcgrath, P.S. 1998.** Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils. *Soil. Biol. Biochem.* 30, 1389-1414

**Godin, P.M., Feinberg, M.H., Ducauze, C.J. 1985.** Modelling of soil contamination by airborne lead and cadmium around several emission sources. *Environmental Pollution Series B: Chemical and Physical* 10, 97-114.

**Gonzales X.I., Aboal J.R., Fernandez J.A., Carballeira A. 2008.** Heavy metal transfers between trophic compartments in different ecosystems in Galicia (northwest Spain): Essential elements. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 55 : 691-700.

**Gray, D.H. 1994.** Influence of Vegetation on the Stability of Slopes, in *Vegetation and Slope*, edited by Barker, D.H., Institution of Civil Engineers, London. 85 p



## H

**Hänsch R., Mendel R.R. 2009.** Physiological functions of mineral micronutrients (Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Mo, B, Cl). *Current Opinion in Plant Biology* 12 : 259-266.

**Hengchaovanich D. et Nilaweera N.S. 1996.** An Assessment of Strength Properties of Vetiver Grass Roots in Relation to Slope Stabilisation, Proc. 1st International Conference on Vetiver, Chiang Rai, Thailand (in press). 64 p

**Henry J.R. 2000:** In An Overview of phytoremediation of lead and mercury. Insights from the chemistry of metal ion receptors. *Science* 300, 931-936.

## I

**IFEN. 2002.** Principales causes d'apport de métaux lourds dans les sols d'usage agricole. L'environnement en France. Paris, Dunod. 83 p

**INSAH. 2004.** Rapport annuel du Pôle GRN/SP 2000. Synthèse des activités des programmes thématiques régionaux, 83 p.

## J

**Janssen B. H. 1993.** Gestion intégrée de la fertilisation : l'emploi des engrais organiques et minéraux. *In* : Van Reuler H. et Prins W. H. (Eds.), rôle de la fertilisation pour assurer une production durable des cultures vivrières en Afrique sub-saharienne. Ponsen et Looijen, Wageningen, Pays-Bas, 99-117.

**Juste, C. 1988.** Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Science du sol* 26(2) : 103-112.

## K

**Kabata-Pendias, A. et Pendias, H. 1992.** Trace elements in soils and plants, 2nd Edition. CRC press, Boca Raton, FL, 365 p.

**Kabata-Pendias, A. et Pendias, H. 2001.** Trace elements in soils and plants. CRC Press, London. 234 p

**Kaboré W. T., 2010.** Amélioration de la valorisation agricole des déchets urbains après compostage : Influence de la nature et des proportions des substrats initiaux sur les valeurs amendantes et fertilisantes des composts. Thèse de Doctorat unique en sciences appliquées de la terre, de l'eau et des sols. Université de Ouagadougou. 239 p

**Kabore W.T., 2004.** Impacts de l'apport des déchets urbains solides non triés sur les potentialités agronomiques des sols : cas de l'agriculture péri-urbaine de Ouagadougou. Mémoire d'Ingénieur de Développement Rural. Université Polytechnique de Bobo Dioulasso (Burkina Faso). 100 p

**Kärenlampi, S., Schat, H., Vangronsveld, J., Verkleij, J.A.C, Van der Lelie, D., Mergeay, M., and Tervahauta, A.I. 2000.** Genetic engineering in the improvement of plants for phytoremediation of metal polluted soils. Environ. Poll. 107, 225-231.

**Kelly, J.J., Tate, R.L. 1999.** Effects of heavy metal contamination and remediation on soil laboratory incubation. Biol. Fertil. Soils. 19, 103-108

**Khan, A.G., Kuek, C., Chaudhry, T.M., Khoo, C.S., Hayes, W.J. 2000.** Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. Chemosphere 41, 197–207.

**Kloke, A. 1979.** Content of arsenic, cadmium, chromium, fluorine, lead, mercury and nickel in plants grown on contaminated soil. Paper presented at United Nations-ECE Symp. 108 p

**Kon, K.F. et Lim, F.W. 1991.** Vetiver Research in Malaysia - Some Preliminary Results on Soil Loss, Runoff and Yield, in VETIVER NEWSLETTER N°5, Vetiver Information Network, ASTG, World Bank, Washington, D.C. 302 p

**Konopka, A., Oliver, L., and Turco, R.F. 1998.** The use of carbon substrate utilization patterns in environmental and ecological microbiology. Microbial Ecology 35, 103–115.

**Kumar, P.B.A.N. , Dushenkov, V., Motto,H., Raskin, I. 1995.** Phytoextraction: The Use of Plants To Remove Heavy Metals from Soils. Environmental Science & Technology 29, 1232-1238.

## **L**

**Lagomarsino A., Moscatelli M. C., De Angelis P. et Grego S. 2006.** Labile substrates quality as the main driving force of microbial mineralization activity in a poplar plantation soil under elevated CO<sub>2</sub> and nitrogen fertilization. Science of the Total Environment 372, 256–265.

**Larcher, W. 2003.** Physiological plant ecology. 4e éd. Springer. 513 p.

**Laureysens I, Blust R, Temmerman DL, Lemmens C, Ceulemans R. 2004.** Clonal variation in heavy metal accumulation and biomass production in a poplar coppice culture: I. Seasonal variation in leaf, wood and bark concentrations. *Environ. Pollut.*, **131**: 485-494.

**Lecomte, P., 1998.** Les sites pollués : Traitement des sols et des eaux souterraines. TEC & DOC, Lavoisier, Paris. 98 p

**Leschber R., Davis R.D., L'Hermite P., 1984.** Chemical methods for assessing bio-available metals and soils. CEC, Elsevier Applied Science Publishers. Vol. 12 n°123 344-362

**Logan, T.J., Lindsay, B.J., Goins, L.E., Ryan, J.A. 1997.** Field assessment of sludge metal bioavailability to crops: sludge rate response. *J. Environ. Qual.* 26, 543–550.

**Loganathan, P. et Hedley, M.J. 1997.** Downward movement of cadmium and phosphorus from phosphatic fertilisers in a pasture soil in New Zealand. *Environmental Pollution* 95, 319–324.

**Lompo D. J-P., 2005.** Gestion de la fertilité des sols dans les systèmes de culture de l'Ouest du Burkina Faso: évaluation des effets agronomiques et de la rentabilité économique de trois formules de fumures. Mémoire de fin de cycle. Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso/Institut du Développement Rural, 50 p.

**Loué, A. 1993.** Oligo-éléments en agriculture. Ed. Nathan (ed), 45-177.

**Luo, Y.M.; Christie, P. et Baker, A.J.M. 2000.** Soil solution Zn and pH dynamics in nonrhizosphere soil and in the rhizosphere of *Thlaspi caerulescens* grown in a Zn/Cdcontaminated soil. *Chemosphere*, 41: 161-164.

## M

**Maiz, I.; Arambarri, R.; Garcia, E. et Millan, E. 2000.** Evaluation of heavy metal availability in polluted soils by two sequential extraction procedures using factor analysis. *Environmental Pollution*, 110 : 3-9.

**Marschner H. 1995.** Mineral nutrition of higher plants. Second Edition, Academic Press, 889 p.

**Martin, H.W., Young, T.R., Kaplan, D.I., Simon, L., Adriano, D.C. 1996.** Evaluation of three herbaceous index plant species for bioavailability of soil cadmium, chromium, nickel and vanadium. *Plant and Soil* 182, 199-207.

**McGrath, S.P. 1998.** Phytoextraction for soil remediation. In R.R. Brooks (ed.) Plants that hyperaccumulate heavy metals. CAB Int., Wallingford, UK, 261-287.

**McIntyre, T. 2003.** Phytoremediation of heavy metals from soils. *Advances in biochemical engineering/biotechnology* 78, 97-123.

**McLaughlin, M.J., Zarcinas, B.A., Stevens, D.P., Cook, N., 2000.** Soil testing for heavy metals. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 31 (11-14), 1661-1700.

**McLean C.M., Koller C.E., Rodger J.C., MacFarlane G.R. 2009.** Mammalian hair as an accumulative bioindicator of metal bioavailability in Australian terrestrial environments. *Science of the Total Environment* 407 (11) : 3588-3596.

**Mendoza-Cózatl D.G., Moreno-Sanchez R. 2005.** Cd<sup>2+</sup> transport and storage in the chloroplast of *Euglena gracilis*. *Biochimica et Biophysica Acta* 1706 : 88-97.

**Michel A. 2009.** Action du cadmium sur les plants de moutarde indienne [*Brassica juncea* (L.) Czern] néoformés à partir de couches cellulaires minces et issus de semis. Analyses physiologiques et rôle des polyamines. Thèse de doctorat à l'Université de Bretagne occidentale. 100 p

**Mirsa R. V., Roy R. N. et Hiraoka H. 2005.** Méthodes de compostage au niveau de l'exploitation. Documents de travail sur les terres et les eaux 2. Organisation des nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Italie, Rome, 35 p.

**Mo, S.C., Choi, D.S., Robinson, J.W. 1989.** Uptake of mercury from aqueous solution by duckweed: The effect of pH, copper, and humic acid. *Journal of Environmental Health* 24, 135-146.

**Morlot, M. 1996.** Aspects analytiques du plomb dans l'environnement, Ed Lavoisier TEC et DOC. 103 p

## N

**Nacro H. B. 1997.** Hétérogénéité de la matière organique dans un sol de savane humide (Lamto, Côte d'Ivoire), caractérisation chimique et étude in vitro, des activités microbiennes de minéralisation du carbone et de l'azote. Thèse de Doctorat, Ecologie Générale. Université Pierre et Marie Curie – Paris VI, France. 302 p.

**Nacro H. B., Benest D. et Abbadie L. 1996.** Distribution of microbial activities and organic matter according to particle size in a humid savanna soil (Lamto, Côte d'Ivoire). *Soil Biology and Biochemistry*, 28 (12) : 1687 – 1697.

## O

**Ouattara B., Sédogo M. P., Lompo F., 1994.** Effets de quatre types de substrats organiques sur le système poral d'un sol ferrugineux tropical sous culture de sorgho. *Sci. Techn.*, 21 : 60-77.

**Ouédraogo E., 2004.** Soil quality improvement for crop in semi-arid West Africa. PHD Thesis. University and research centre, Wageningen, The Netherland. 193 p.

**Ouédraogo S., 2004.** Gestion des pâturages naturels en zone soudanienne du Burkina Faso. Faculté universitaire des sciences agronomiques, 25p.

**Ouédraogo E., Mando A., Zombré N. P., 2001.** Use of compost to improve soil properties and crop productivity under low input agricultural system in West Africa. *Agric Ecosyst Environ.*, 84 : 259-66.

## P

**Pal R., Chakrabarti K., Chakraborty A. et Chowdhury A., 2006.** Degradation and effects of pesticides on soil microbiological parameters-A Review. *International Journal of Agricultural Research* 1 (3): 240-258.

**Pallo F. J. P., Sawadogo N., Sawadogo L., Sedogo P. M., 2008.** Statut de la matière organique des sols dans la zone sudsoudanienne au Burkina Faso. *Biotechnol Agron Soc Environ.*, 12 : 291-301.

**Peijnenburg, W.J.G.M. , Zablotskaja, M., Vijver, M.G. 2007.** Monitoring metals in terrestrial environments within a bioavailability framework and a focus on soil extraction. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67, 163-179.

**Piczak K, Lesniewicz A, Zyrnicki W. 2003.** Metal concentrations in deciduous tree leaves from urban areas in Poland. *Environ. Monit. Assess.*, 86: 273-287.

**Prasad, M.N.V., De Oliveira Freitas, H.M. 2003.** Metal hyperaccumulation in plants - Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology* 6, 110-146

**Prasad, M.N.V. 2004.** Heavy metal stress in plants : from biomolecules to ecosystems (2<sup>ème</sup> édition). Springer. 85 p

**Pulford, I.D., Watson, C., McGregor, S.D., 2001.** Uptake of chromium by trees: Prospects for phytoremediation. *Environmental Geochemistry and Health* 23, 307-311.

## R

**Raskin, I. et Ensley, B.D. 2000.** Phytoremediation of toxic metals; using plants to clean up the environment. John Wiley and Sons, New York. Report, Washington, D.C. 3-9.

**Raskin, I.; Kumar, N.P.B.A.; Dushenkov, S. et Salt, D.E. 1994.** Bioconcentration of heavy metal by plants. *Current Opinion in Biotechnology*, 5: 285-290.

**Reilley, K.A., M.K. Banks, and A.P. Schwab. 1996.** Organic chemicals in the environment: dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere. *Journal of Environmental Quality*, 25, 212-219.

**Reuter D. J. and Robinson J. B., (1997).** -Plant analysis : an interpretation manual.- CSIRO publishing, Australia, 572 p.

**Robert, M. et Juste, C. 1999.** Dynamique des éléments traces de l'écosystème sol. In Club CRIN Environnement et Ministère de l'environnement. Spéciation des métaux dans le sol. Paris: CRIN. 105 p

**Robinson, B.H. , Mills, T.M., Petit, D., Fung, L.E., Green, S.R., Clothier, B.E. 2000.** Natural and induced cadmium-accumulation in poplar and willow: Implications for phytoremediation. *Plant and Soil* 227, 301-306.

**Rugh, C.L. ,Gragson, G.M., Meagher, R.B., Merkle, S.A., 1998.** Toxic mercury reduction and remediation using transgenic plants with a modified bacterial gene. *HortScience* 33, 618-621.

**Ryan M. G. et Law B. E. 2005.** Interpreting, measuring, and modeling soil respiration. *Biogeochemistry* 73, 3 – 27.

## S

**Salt, D.E., Smith, R.D. and Raskin, I. 1998.** Phytoremediation. *Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 49, 643–68.

**Salt, D.E. ; Blaylock, M. ; Kumar, N.P.B.A. ; Dushenkov, V. ; Ensley, B.D. ; Chet, I. et Raskin, I. 1995.** Phytoremediation : a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology*, 13: 468-474.

**Sanita di Toppi L., Gabbrielli R. 1999.** Response to cadmium in higher plants. *Environmental and Experimental Botany* 41 : 105-130.

**Santosh Ky, Asha AJG, Phani K, Prashant RT, Sanjeev KS, Tapan C. 2009.** Bioaccumulation and phyto-translocation of arsenic, chromium and zinc by *Jatropha curcas* L.: Impact of dairy sludge and biofertilizer. *Bioresource Technology*, 100: 4616–4622.

- Sathisha R., Bhushan Vyawaharea et Natarajanb K. 2011** "Antiulcerogenic activity of Lantana camara leaves on gastric and duodenal ulcers in experimental rats" *Journal of Ethnopharmacology*, Volume 134, 195-197
- Sebastiani, L., Scebba, F., Tognetti, R. 2004.** Heavy metal accumulation and growth responses in poplar clones Eridano (*Populus deltoides x maximowiczii*) and I-214 (*P. x euramericana*) exposed to industrial waste. *Environmental and Experimental Botany* 52, 79-88.
- Sedogo P. M. 1993.** Évolution des sols ferrugineux lessivés sous culture: incidence des modes de gestion sur la fertilité. *Thèse Doct., Mention Sciences Naturelles, Univ.Nat., Côte d'ivoire*, 329 p
- Segda Z., 2006.** Gestion de la fertilité du sol pour une production améliorée et durable du riz (*Oryza sativa L.*) au Burkina Faso. Cas de la plaine irriguée de Bagré. Thèse de Doctorat, Université de Ouagadougou. 198 p.
- Sezgin, N., Ozcan, H.K., Demir, G., Nemlioglu, S., Bayat, C. 2004.** Determination of heavy metal concentrations in street dusts in Istanbul E-5 highway. *Environment International* 29, 979-985.
- Shah, K. et Nongkynrih, J.M. 2007.** Metal hyperaccumulation and bioremediation. *Biologia Plantarum* 51, 618-634
- Singh, O.V., Labana, S., Pandey, G., Budhiraja, R., and Jain, R.K. 2003.** Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 61, 405-412
- Smits E.A.H.P. et Freeman J.L. 2006:** Environmental cleanup using plants: *Soil Biochemistry*. Stotzky, G., and Bollag, J.M., Marcel Dekker Inc, New York, Basel, Hong Kong. eds. 307-404
- Some N. A., Traoré K., Traoré O., Tassebedo M. 2007.** Potentiel des jachères artificielles à *Andropogon* spp. dans l'amélioration des propriétés chimiques et biologiques des sols en zone soudanaïenne (Burkina Faso). *Biotechnol. Agron. Soc. Enviro*, 11 (3), 245–252.
- St-Cyr, L. et Crowder, A.A. 1990.** Manganese and copper in the root plaque of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel. *Soil Science*, 149: 191-198.
- Sterckeman, T., Douay, F., Proix, N., Fourrier, H. 2000.** Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in the North of France. *Environmental Pollution* 107, 377-389.

## T

**Thi My D. H. 2009.** Impacts des métaux lourds Sur l'interaction plante/ver de terre/microflore tellurique. Thèse de doctorat spécialité écologie microbienne. 145 p

**Tian G., Kang B.T. and Brussaard L. 1997.** Effect of mulch on earthworms activity and nutrient supply in the humid tropic. *Soil Biology and Biochemistry* 29, 369–373.

**Traoré S., Millogo J. R., Thiombiano L., Guinko S. 2007.** Carbon and nitrogen enhancement in Cambisols and Vertisols by *Acacia* spp. in eastern Burkina Faso: Relation to soil respiration and microbial biomass. *Applied Soil Ecology*, 35: 660–669.

**Tremel-Schaub A., Feix I., 2005.** Contamination des sols. Transfert des sols vers les plantes. ADEME et EDP Sciences (Eds). 98 p

**Truong, P. et Baker, D. 1996.** Vetiver grass for the stabilisation and rehabilitation of acid sulfate soils. Proceedings, Second National Conference on Acid Sulfate Soils, Coffs Harbour, Australia. 1968 p

**Truong, P.N. et Baker, D.E. 1997.** The role of Vetiver grass in the rehabilitation of toxic and contaminated lands in Australia. Proc. International Vetiver Workshop, Fuzhou, China. 1176 p

**Truong, P. et Baker, D. 1998.** Vetiver grass system for environmental protection. Pacific Rim Vetiver Network: Technical Bulletin N° 1, 1998/1, Bangkok, Thailand. 1882 p

**Truong, P. 1999.** A tool Against Environmental Degradation and Desertification in Iberia. Vetiver Grass Technologie. Turner, 1969 p

## V

**Van D., Pablo V., Andy A.J.F. Jules J.A. Janssen, 2006.** « An environmental, economic and practical assessment of bamboo as a building material for supporting structures », *Construction and Building Materials*, Amsterdam, Elsevier, vol. 20, n° 9 648–656

**Vandecasteele, B., Samyn, J., De Vos, B., Muys, B. 2008.** Effect of tree species choice and mineral capping in a woodland phytostabilisation system: A case-study for calcareous dredged sediment landfills with an oxidised topsoil. *Ecological Engineering*, 32, 263- 273.

**Vo Van .M. et Van K. 2009.** Phytoremediation of cadmium lead contaminated soil types by vetiner grass. *VNU Journal of Science, Earth Science* 25: 98-103.



## W

**Walkley A. et Black J.A. 1934.** An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromatic acid titration method. *Soil Science* 37, 29-38.

## Y

**Yang X., Feng Y., He Z., Stoffella P. J. 2005** Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 18 : 339-353.

**Yé L. 2007.** Caractérisation des déchets urbains solides utilisables en agriculture urbaine et périurbaine : cas de Bobo Dioulasso. Mémoire de Diplôme d'Etudes Approfondies en Gestion Intégrée des Ressources Naturelles. Université Polytechnique de Bobo Dioulasso (Burkina Faso). 44 p.

## Z

**Zhao FJ, Lombi E, Breedon T, McGrath SP. 2000.** Zinc hyperaccumulation and cellular distribution in *Arabidopsis halleri*. *Plant Cell Environ.*, **23**: 507-514.

**Zhu Y.L., Pilon-Smits E.A.H., Tarun A.S., Weber S.U., Jouanin L., Terry N. 1999.** Cadmium tolerance and accumulation in indian mustard is enhanced by overexpressing glutamylcysteine synthetase. *Plant Physiology* 121 : 1169-1177.

**Zombré P.N. 2006.** Variation de l'activité biologique dans les zipella (sols nus) en zone subsaharienne du Burkina Faso et impact de la technique du zaï (techniques des poquets). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **10**(2): 139 -148.

## CONSULTE SUR INTERNET

**Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie.** [www.ademe.fr](http://www.ademe.fr). Consulté le 12 Mai 2010.

**ISSG database:** *Lantana camara*. [www.issg.org/database/species/ecology.asp](http://www.issg.org/database/species/ecology.asp). Consulté le 30 Avril 2009

**Farinet J.L. et Niang S. 2005.** Développement durable de l'agriculture urbaine en Afrique francophone in [http : // www.irdc.ca/fr/ev-52181-201-1-DO\\_TOPIC.html](http://www.irdc.ca/fr/ev-52181-201-1-DO_TOPIC.html). Consulté le 22 Mars 2010.

# **ANNEXES**

**Annexe 1 : Quantités de métaux lourds exportés (mg) par les organes végétaux des plantes**

**Tableau 1:** Quantités de métaux lourds exportés (mg) par les organes végétaux de *Vetiveria nigriflora*.

Organe végétal	Traitements	Cd		Cu		Pb		Zn	
		3 mois	7 mois	3 mois	7 mois	3 mois	7 mois	3 mois	7 mois
Racines	SFT/T1	0,05	0,10	0,12	0,20	0,03	0,04	0,64	1,11
	SFT/T2	0,06	0,19	0,01	0,31	0,41	1,21	0,47	2,68
	SFT/T3	0,36	0,46	0,32	0,88	0,68	0,50	1,73	12,14
Feuilles	SFT/T1	0,17	0,02	0,31	0,43	0,50	1,65	3,75	2,87
	SFT/T2	0,25	0,40	0,51	0,68	1,37	0,89	2,78	5,04
	SFT/T3	0,49	0,45	0,88	0,87	1,62	0,03	3,67	5,55
Racines	SV/T1	0,04	0,07	0,12	0,03	0,13	0,26	0,63	0,61
	SV/T2	0,05	0,03	0,07	0,10	0,34	0,03	0,81	0,80
	SV/T3	0,13	0,22	0,12	0,05	0,25	0,56	0,64	3,19
Feuilles	SV/T1	0,06	0,16	0,13	0,45	0,37	0,10	0,54	1,59
	SV/T2	0,12	0,03	0,13	0,53	1,03	0,48	1,44	2,02
	SV/T3	0,16	0,35	0,33	0,51	0,02	0,03	1,63	3,42

SFT/T1 : sols ferrugineux tropicaux + déchets à la dose de 10 tonnes/ha SFT/T2 : sols ferrugineux tropicaux + déchets à la dose de 15 tonnes/ha SFT/T3 : sols ferrugineux tropicaux + déchets à la dose de 20 tonnes/ha SV/T1 : sols vertiques + déchets à la dose de 10 tonnes/ha

**Tableau 2 :** Quantités de métaux lourds exportés (mg) par les organes végétaux de *Oxytenanthera abyssinica*

Organe	Traitements	Cd		Cu		Pb		Zn	
		3 mois	7 mois	3 mois	7 mois	3 mois	7 mois	3 mois	7 mois
Racines	SFT/T1	0,26	0,64	0,02	0,27	3,79	0,0001	5,17	14,18
	SFT/T2	0,31	0,35	0,59	0,68	0,56	0,0001	4,29	4,56
	SFT/T3	0,22	0,13	0,34	0,13	0,0001	0,91	2,09	2,21
Feuilles	SFT/T1	0,53	0,0003	0,37	5,69	1,59	2,52	5,60	14,29
	SFT/T2	0,42	0,28	0,66	0,70	2,39	0,06	4,38	4,65
	SFT/T3	0,35	0,0003	0,70	0,61	1,87	0,67	3,30	2,87
Racines	SV/T1	0,08	0,05	0,10	0,03	0,84	0,15	0,76	0,57
	SV/T2	0,04	0,06	0,18	0,10	0,00003	0,44	0,67	0,64
	SV/T3	0,09	0,11	0,19	0,15	0,24	0,17	1,47	0,91
Feuilles	SV/T1	0,11	0,10	0,09	0,15	0,58	0,29	1,07	0,80
	SV/T2	0,10	0,19	0,18	0,56	0,19	0,93	1,06	2,43
	SV/T3	0,14	0,15	0,35	0,40	0,0001	2,23	2,10	2,60

SFT/T1 : sols ferrugineux tropicaux + déchets à la dose de 10 tonnes/ha SFT/T2 : sols ferrugineux tropicaux + déchets à la dose de 15 tonnes/ha SFT/T3 : sols ferrugineux tropicaux + déchets à la dose de 20 tonnes/ha SV/T1 : sols vertiques + déchets à la dose de 10 tonnes/ha

**Tableau 3** : Quantités de métaux lourds exportés (mg) par les organes végétaux de *Barleria repens*

Traitements	Quantités de métaux lourds exportées (mg)											
	Racines				Tiges				Feuilles			
	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
SFT/T1	0,15	0,59	0,001	4,01	0,17	0,07	0,00008	0,36	0,039	0,25	0,0001	6,3
SFT/T2	0,20	0,69	0,002	4,57	0,22	0,10	0,003	0,47	0,067	0,47	0,0022	7,93
SFT/T3	0,20	0,49	0,007	1,29	0,25	0,13	0,007	0,54	0,073	0,58	0,005	5,9
SV/T1	0,16	1,28	0,001	2,71	0,07	0,04	0,00014	0,36	0,00006	0,205	0,0006	0,95
SV/T2	0,22	0,72	0,005	3,42	0,11	0,03	0,0005	0,24	0,0023	0,249	0,0013	1,81
SV/T3	0,32	0,32	0,013	3,09	0,17	0,04	0,0008	0,34	0,00013	0,419	0,0025	3,226

SFT/T1 : sols ferrugineux tropicaux + déchets à la dose de 10 tonnes/ha SFT/T2 : sols ferrugineux tropicaux + déchets à la dose de 15 tonnes/ha SFT/T3 : sols ferrugineux tropicaux + déchets à la dose de 20 tonnes/ha SV/T1 : sols vertiques + déchets à la dose de 10 tonnes/ha

**Tableau 4** : Quantités de métaux lourds exportés (mg) par les organes végétaux de *Cymbopogon citratus*.

Traitements	Quantités de métaux lourds exportées (mg)							
	Racines				Feuilles			
	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
SFT/T1	0,13	0,19	0,001	2,04	0,11	0,11	0,001	1,59
SFT/T2	0,2	0,18	0,003	2,04	0,15	0,10	0,003	3,21
SFT/T3	0,34	0,13	0,006	2,81	0,23	0,12	0,006	4,72
SV/T1	0,14	0,11	0,003	1,54	0,01	0,07	0,001	0,55
SV/T2	0,16	0,12	0,004	2,26	0,02	0,07	0,0008	0,72
SV/T3	0,14	0,13	0,002	3,19	0,03	0,11	0,0001	1,28

SFT/T1 : sols ferrugineux tropicaux + déchets à la dose de 10 tonnes/ha    SFT/T2 : sols ferrugineux tropicaux + déchets à la dose de 15 tonnes/ha    SFT/T3 : sols ferrugineux tropicaux +déchets à la dose de 20 tonnes/ha    SV/T1 : sols vertiques +déchets à la dose de 10 tonnes/ha    SV/T2 : sols vertiques +déchets à la dose de 15 tonnes/ha    SV/T3 : sols vertiques +déchets à la dose de 20 tonnes/ha

**Tableau 5** : Quantités de métaux lourds exportés (mg) par les organes végétaux de *Lantana camara*.

Traitements	Quantités de métaux lourds exportées (mg)											
	Racines				Tiges				Feuilles			
	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
SFT/T1	0,27	0,20	0,001	4,54	0,07	0,05	0,00005	0,29	0,01	0,16	0,013	2,63
SFT/T2	0,35	0,46	0,007	7,32	0,14	0,11	0,003	0,49	0,02	0,21	0,018	8,14
SFT/T3	0,29	0,58	0,010	4,56	0,19	0,14	0,009	0,62	0,03	0,05	0,003	12,01
SV/T1	0,11	0,03	0,007	0,84	0,06	0,09	0,003	0,34	0,0001	0,25	0,00007	2,24
SV/T2	0,14	0,02	0,002	1,07	0,11	0,09	0,002	0,72	0,0001	0,29	0,0016	2,88
SV/T3	0,19	0,02	0,008	2,83	0,15	0,08	0,002	1,28	0,0001	0,47	0,0013	4,89

SFT/T1 : sols ferrugineux tropicaux + déchets à la dose de 10 tonnes/ha    SFT/T2 : sols ferrugineux tropicaux + déchets à la dose de 15 tonnes/ha    SFT/T3 : sols ferrugineux tropicaux +déchets à la dose de 20 tonnes/ha    SV/T1 : sols vertiques +déchets à la dose de 10 tonnes/ha    SV/T2 : sols vertiques +déchets à la dose de 15 tonnes/ha    SV/T3 : sols vertiques +déchets à la dose de 20 tonnes/ha

## PUBLICATIONS ISSUES DE LA THESE

**Issaka SENOU, Zacharia GNANKAMBARY, Antoine N. SOME et Michel P. SEDOGO.** Phytoextraction du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc par *Vetiveria nigriflora* en sols ferrugineux tropicaux et en sols vertiques au Burkina Faso (Afrique de l'ouest). *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 6(4): 1437-1452, August 2012

**Issaka SENOU, Zacharia GNANKAMBARY, Antoine N. SOME et Michel P. SEDOGO.** Phytoextraction de métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) par *Oxytenanthera abyssinica* en sols ferrugineux tropicaux et en sols vertiques dans la zone sud soudanienne du Burkina Faso. *J. Soc. Ouest. Afri. Chim* (2012) 034 ; 26 - 34

**Issaka SENOU, Zacharia GNANKAMBARY, Antoine N. SOME et Michel P. SEDOGO.** Projection de trois espèces de plantes locales pour la phytoextraction de métaux lourds à partir de deux types de sols au Burkina Faso. *Agronomie africaine* (Soumis).



## RESUME

L'utilisation des déchets urbains solides comme fertilisants entraîne la contamination des sols et des végétaux par les métaux lourds. Les métaux lourds, tels que le Cu, Pb, Cd, Cr... posent des problèmes particulièrement préoccupants. En effet, des éléments non essentiels comme le Cd et le Pb peuvent également être absorbés par les végétaux, et donc constituer un danger potentiel puisqu'ils entrent ainsi dans la chaîne alimentaire. Ils présentent une forte écotoxicité et pourraient être impliqués dans de nombreuses pathologies. Ainsi, pour reprendre les termes d'un récent rapport de l'Office Parlementaire des Choix Scientifiques et Technologiques : « si les métaux lourds ont fait la civilisation, ils peuvent aussi la défaire ». Il est donc aujourd'hui indispensable non seulement de mieux connaître les effets de ces polluants sur les organismes vivants, mais aussi de mettre en œuvre des solutions durables, visant à limiter leurs risques. Dans ce contexte, les plantes représentent un objet d'étude intéressant. En effet, celles-ci, directement confrontées aux composés toxiques du milieu, pourraient non seulement être utilisées en tant que marqueurs de la toxicité du milieu, mais aussi en tant qu'outil de stabilisation des polluants. La phytoremédiation est un ensemble de techniques qui utilisent les plantes pour dépolluer l'environnement. L'une d'elles, la phytoextraction, exploite les propriétés hyperaccumulatrices de certaines plantes qui peuvent extraire de grandes quantités de métaux lourds.

Dans le cadre de cette étude, des expérimentations ont été menées en vase de végétation. Cinq plantes, *Vetiveria nigritana* (Benth.), *Oxytenanthera abyssinica* (A. Rich), *Barleria repens* (Ness), *Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf et *Lantana camara* (Linn.) ont été testées. Les cultures ont été menées dans deux types de sols (ferrugineux tropical et brun vertique) contaminés aux métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) par apport de déchets urbains solides aux doses croissantes de 0 ; 10 ; 15 et 20 tonne/ha.

L'impact des déchets urbains contaminés aux métaux lourds sur les propriétés chimiques des différents substrats ainsi que sur les populations microbiennes par le biais de la biomasse microbienne et la respiration du sol a été évalué. Par la suite, la réponse des plantes aux différentes doses de déchets contaminés a été appréciée par leurs croissances et la biomasse des organes végétaux. Enfin, le potentiel accumulateur des plantes a été évalué par la détermination des teneurs en métaux lourds dans les racines, les tiges et les feuilles de chaque espèce.

La caractérisation chimique des sols a montré que l'ajout de déchets urbains contaminés aux métaux lourds a augmenté de manière significative le pH<sub>eau</sub>, le carbone, l'azote, le phosphore, le potassium total et disponible. De plus, la présence de déchets a augmenté l'activité respiratoire des différents substrats avant et après repiquage des plantes.

Les forts taux de croissance des plantes ainsi que la biomasse élevée des organes végétaux résulteraient des différents effets des déchets urbains. Les taux de croissance en hauteur et de la circonférence de la tige ont atteint respectivement 68,75 et 45,95% avec le bambou. Le taux de croissance en hauteur et du nombre de tiges sont respectivement de 87,5 et 84,7% avec le vétiver. Les taux de croissance en hauteur de *B. repens*, *C. citratus* et *L. camara* sont 65,3 ; 53 et 54,6%, respectivement. Les biomasses foliaires et racinaires de bambou ont été de 29,26 et 12,98 g avec la dose de 20t/ha. Celles de vétiver, 26,99 et 32,99 g respectivement dans les feuilles et les racines. Les taux de croissance et les biomasses des parties végétales sont significativement plus élevés dans les sols ferrugineux tropicaux par rapport aux sols vertiques.

Dans cette étude, il a été démontré que *Oxytenanthera abyssinica* et *Vetiveria nigriflora* pouvait accumuler des quantités importantes de certains métaux lourds (Cd, Cu, Pb et Zn) dans leurs parties végétales. Par ailleurs, les feuilles de vétiver ont exporté 4, 5, 9 et 14 fois plus de Cd, Zn, Cu et Pb que les racines. Quant à *Oxytenanthera abyssinica*, les feuilles ont accumulés 2 ; 3 ; 4 et 6 fois plus de Cd, Zn, Pb et Cu que les racines. Ces résultats montrent que ces deux espèces accumulent plus de métaux au niveau des feuilles comparativement aux racines. En outre, les quantités de métaux exportées aux niveaux des organes végétaux de bambou sont supérieures comparativement à celles accumulés par les parties végétales de *Vetiveria nigriflora*.

La tige de *Barleria repens* et *Lantana camara* est l'organe végétal qui a le moins accumulé les métaux lourds. Les racines de *Cymbopogon citratus* ont accumulé 10 fois plus de Cd et Cu ; 3 fois plus de Zn que les feuilles dans les sols vertiques. Le Pb est le métal le moins prélevé par les trois espèces tandis que le Zn

Par ailleurs, *Lantana camara* s'est révélé plus accumulateur que *Barleria repens* suivi de *Cymbopogon citratus*.

Combiné à la production d'une forte biomasse qui peut être utilisée à d'autres fins, ce caractère accumulateur fait du *Oxytenanthera abyssinica* (bambou), du *Vetiveria nigriflora* et de *Lantana camara* de bons candidats pour la phytoextraction des sols pollués par ces métaux lourds.

**Mots clés** : phytoextraction, plante, déchets urbains, métaux lourds, accumulation de métaux lourds, activité microbienne, taux de croissance, biomasse des organes végétaux, Burkina Faso.

## ABSTRACT

The use of urban solid waste as fertilizer causes contamination of soils and plants by heavy metals they contain. Heavy metals such as Cu, Pb, Cd, and Cr ... cause problems of particular concern. Indeed, non-essential elements such as Cd and Pb can also be absorbed by plants, and thus constitute a potential danger as they enter the food chain. They have high ecotoxicity and may be involved in much pathology. Thus, in the words of a recent report of the Parliamentary Office of Science and Technology Choice, "If heavy metals have civilization, they can also undo." It is now essential not only to better understand the effects of these pollutants on living organisms, but also to implement lasting solutions to limit their risks. In this context, plants are an interesting object of study. Indeed, they directly face the middle toxic compounds could not only be used as markers of toxicity of the environment, but also as a tool for stabilizing or gathering of pollutants. Phytoremediation is a set of techniques that use plants to clean up the environment. One of them, phytoextraction, operates hyperaccumulating properties of certain plants that can extract large amounts of heavy metals.

In this thesis, experiments were conducted in vase vegetation. Five plants, *Vetiveria nigritana* (Benth.), *Oxytenanthera abyssinica* (A. Rich), *Barleria repens* (Ness), *Cymbopogon citratus* (DC.), Stapf and *Lantana camara* (Linn) were studied. The experiments were conducted in two types of soils (vertic and tropical ferruginous) contaminated with heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) by the application of urban waste in increasing doses (0, 10, 15 and 20 ton / ha).

The impact of urban waste contaminated with heavy metals on the chemical properties of different substrates as well as microbial populations through the microbial biomass and soil respiration were evaluated. Subsequently, the response of plants to different doses of contaminated waste was appreciated by their growth and biomass of plant organs. Finally, the potential accumulator of plants was evaluated by determining the amounts of heavy metals exported by the roots, stem and leaves of each species.

The chemical characterization of soils showed that the addition of urban waste contaminated with heavy metals has increased significantly pH<sub>eau</sub>, carbon, nitrogen, phosphorus, total and available potassium. In addition, the presence of waste increases the respiratory activity of different substrates before and after transplanting plants.

The high rates of plant growth and high biomass plant organs resulting different effects of urban waste. The biomass of plant organs was significantly higher in tropical ferruginous soils over vertic soils.

Urban solid wastes providing increased of bamboo plants performance, in terms of height growth (68,75%) as well as trunk circumference (45,95%). Increased plants performance and tillers number of vetiver plants were 87,5 et 84,7%, respectively. Increased plants performance of *B. repens*, *C. citratus* et *L. camara* were 65,3 ; 53 et 54,6% respectively.

Leaves and root biomass of bamboo were 29,26 and 12,98 g with a dose 20 t/ha respectively. Leaves and root biomass of vetiver were 26,99 and 32,99 g with a dose 20 t/ha respectively. Leaves of bamboo exported 2; 3; 4 and 6 times more Cd, Zn, Pb and Cu than roots. Leaves of vetiver exported 4, 5, 9 and 14 times more Cd, Zn, Pb and Cu than roots.

*Barleria repens* and *Lantana camara* stem has the less accumulated heavy metal. *Cymbopogon citratus* roots exported 10 times more Cd and Cu; 3 time more Zn than leaves in vertic soils. Pb is the less metal accumulated by threes plants. Zn is the more exported by threes plants.

In this study, it was demonstrated that *Oxytenanthera abyssinica* could accumulate amounts of some heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) higher compared to *Vetiveria nigriflora*. Moreover, *Lantana camara* was more accumulator than followed by *Barleria repens* and *Cymbopogon citratus*.

Combined to produce a high biomass that can be used for other purposes, this accumululating aspect makes of *Oxytenanthera abyssinica* (bamboo), of *Vetiveria nigriflora* and *Lantana camara*, good candidates for phytoextraction of soils contaminated by such heavy metals.

**Keywords:** phytoextraction, plant, urban waste, heavy metals, heavy metal accumulation, microbial activity, growth rate, biomass plant organs.