

2021-06

Evolution d'une ancienne décharge à ciel ouvert : Caractérisation et quantification de la contamination en métaux lourds, évaluation du risque environnemental, sanitaire et perspectives de remédiation (Cas de l'ancienne décharge de Buterere)

MANIRAKIZA, Norbert

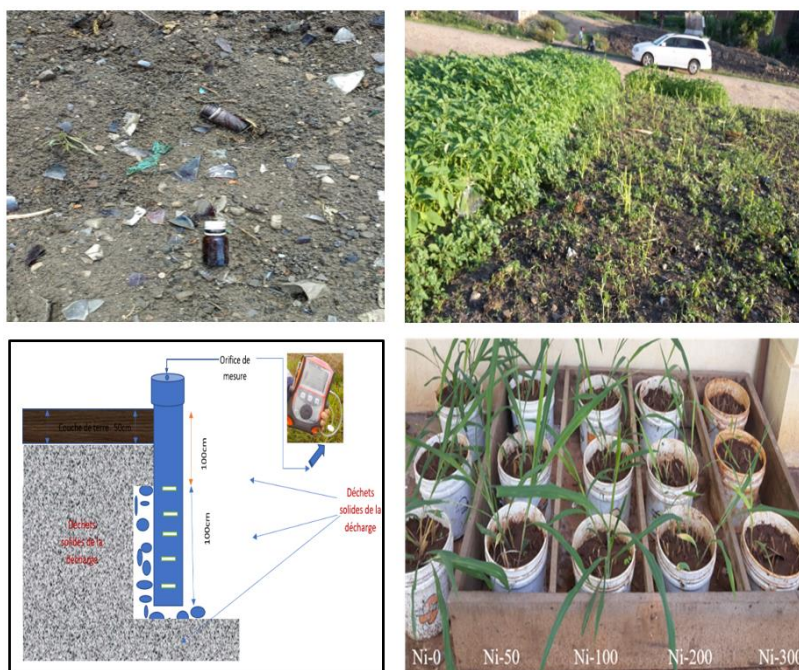
UB

<https://repository.ub.edu.bi/handle/123456789/332>

Téléchargé depuis le dépôt institutionnel officiel de l'Université du Burundi



Evolution d'une ancienne décharge à ciel ouvert : Caractérisation et quantification de la contamination en métaux lourds, évaluation du risque environnemental, sanitaire et perspectives de remédiation
(Cas de l'ancienne décharge de Buterere)



THESE

Présentée et soutenue publiquement en vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences

Par MANIRAKIZA Norbert

Composition du jury :

Pr GAHUNGU Godefroid (Université du Burundi) :	Président
Dr BIGUMANDONDERA Patrice (Université du Burundi) :	Secrétaire
Pr SOUDAIS Yannick (Ecole des Mines d'Albi-Carmaux, France) :	Membre
Pr MAKAYA M'Voubou (Univ. des Sc. & Tech. de Masuku, Gabon):	Membre
Pr JUNG C. Gisèle (Université Libre de Bruxelles, Belgique):	Co-promoteur (Nord)
Pr NDIKUMANA Théophile (Université du Burundi) :	Co-promoteur (Sud)

Bujumbura, juin 2021

IDENTIFICATION DES MEMBRES DU JURY

Pr GAHUNGU Godefroid (Université du Burundi) :	Président
Dr BIGUMANDONDERA Patrice (Université du Burundi) :	Secrétaire
Pr SOUDAIS Yannick (Ecole des Mines d'Albi-Carmaux, France) :	Membre
Pr MAKAYA M'Voubou (Univ. des Sc. & Tech. de Masuku, Gabon):	Membre
Pr JUNG C. Gisèle (Université Libre de Bruxelles, Belgique): (Nord)	Co-promoteur
Pr NDIKUMANA Théophile (Université du Burundi) :	Co-promoteur (Sud)

DEDICACE

A mes parents ;

A mes frères et sœurs

A ma chère épouse Yvette ;

A mes chers fils Asaph Scharetser et Schaddai-Néhemie

A ma chère fillette Shamma-Nehila

A tous ceux qui pensent à moi

Je dédie cette thèse.

SIGLES ET ABBREVIATIONS

ADN : Acide Désoxyribo-Nucléique

ARES-CCD : Agence de Recherche et d'Enseignement Supérieur - Commission de la Coopération au Développement

CDI : Chronic Daily Intake (apport journalier chronique)

CR: Carcinogenic Risk

DRX : Diffraction de Rayons X

DMA : Déchets Ménagers et Assimilés

DSM : Déchets Solides Municipaux

ETM : Eléments de Traces Métalliques

FAO : Food and Agriculture Organization of the United Nations

FRX : Fluorescence des rayons X

HI : Hazard Index

HPI : Heavy metal *Pollution* Index

ICP-MS : Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry

ICP-OES: Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectrometry

LCAE : Laboratoire de Chimie et d'Analyses Environnementales

LFG : Landfill Gas

mg/kg pc /semaine : milligramme / kilogramme poids corporel/semaine

NA : Non applicable

ND : Non détecté

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

OMA : Ordures Ménagères et Assimilés

PED : Pays en Développement

PIC-BURASSAIN : Projet Interuniversitaire Ciblé-Bujumbura Assainissement

PNUD : Programme des Nations Unies pour le Développement

PTF: Pollutants Transfer Factor

PT : Potentially Toxic Elements

RfD: Reference Dose

SF_k: Slope Factor k

SPSS : Statistical Package for the Social Sciences

UE :Union Européenne

US EPA : United States Environmental Protection Agency

WHO : World Health Organization

TITRE DES COMMUNICATIONS AUX CONFÉRENCES INTERNATIONALES ET REGIONALES

1. **Le site de Buterere un terrain miné ?** Poster présenté à la Conférence Internationale de Bujumbura du 17/10/2018

Auteurs : Norbert MANIRAKIZA, Théophile NDIKUMANA et C. Gisèle JUNG

2. **Municipal Solid Waste Sorting in Burundi, Inventory and Perspectives: case of Bujumbura City**

Auteurs : Norbert MANIRAKIZA, Théophile NDIKUMANA et C. Gisèle JUNG

Présenté à la 5^e Conférence internationale de Technium, section Sustainable and Future Development à Bucarest –Roumanie en date du 18 juillet 2020.

3. **Evolution d'une décharge à ciel ouvert : évaluation du risque environnemental et perspectives de remédiation (Cas de la décharge de Buterere)**

Auteurs : Norbert MANIRAKIZA, Théophile NDIKUMANA et C. Gisèle JUNG

Présenté au 3^e Regroupement du Collège Doctoral Mathématiques, Informatique, Biosciences et Géosciences de l'Environnement (MATINBIO) tenu du 26 au 30 Octobre 2020 à l'Université Catholique d'Afrique Centrale de Nkolbission (Cameroun).

4. **Characterization of heavy metals impacted soils from dumped MSW on an open-air landfill in Buterere-Assessment risks for environment & health**

Auteurs : Norbert MANIRAKIZA, Théophile NDIKUMANA et C. Gisèle JUNG

Accepté pour Présentation à la 8^e Conférence Internationale WASTE –ENG 2020-Canada-Guelph du 31 Mai au 4 juin 2021.

TITRES DES ARTICLES PUBLIES EN REVUES INTERNATIONALES

1. Manirakiza, N., Ndikumana, T., & Jung, C. G. (2020). Towards the Promotion of Fuel Briquettes Using Municipal Solid Waste and Residual Biomass in Burundi. International Journal of Environment (ISSN : 2091-2854), 9(1), 14-31. <https://www.nepjol.info/index.php/IJE/article/view/27428>
2. Manirakiza, N., Ndikumana, T., & Jung, C. G. (2020). Municipal Solid Waste Sorting in Burundi, Inventory and Perspectives: Case of Bujumbura City. International Journal of Innovative Science and Research Technology (ISSN: 2456-2165), 5 (3), March 2020: 1148-1155. <https://urlz.fr/cnpj>
3. Manirakiza, N., Ndikumana, T., & Jung, C. G. (2020). Heavy Metals Impacted Soils from Dumped Municipal Solid Waste in Buterere – Burundi: Health Risk Assessment (accepted in International Journal of Innovation and Applied Studies)- ISSN: 2028-9324. <https://urlz.fr/fMmP>

RESUME

Mots clés : *Déchets solides municipaux, métaux lourds, sols, eaux de puits, légumes, biogaz, risques sanitaires, phytostabilisation, tri, valorisation, recyclage.*

Le stockage des déchets solides municipaux (DSM) sur un site non techniquement aménagé constitue un défi environnemental. Dans les pays en développement, le devenir d'une décharge à ciel ouvert est conditionné par plusieurs paramètres dont : (a) la composition des DSM ; (b) la structure du sol support du dépotoir ; (c) la profondeur de la nappe phréatique, (d) les conditions climatiques (température, précipitations, ...), (e) la fréquentation par les animaux et les humains, etc. Parmi les polluants divers libérés dans une décharge, les métaux lourds constituent une catégorie de contaminants environnementaux dangereux dont les nuisances ont une portée assez large dans l'écosystème concerné : ils contaminent le sol en détériorant sa qualité et peuvent être transférés à la faune et aux végétaux présents sur le site. A travers la chaîne alimentaire, cette contamination peut atteindre l'être humain par diverses voies d'exposition (cutanée, ingestion et respiratoire).

L'objectif de la présente thèse consiste à évaluer l'impact environnemental lié à la contamination en métaux lourds de l'ancienne décharge à ciel ouvert de Buterere à Bujumbura qui est colonisée par un habitat spontané et à formuler des perspectives et des voies de remédiation.

Spécifiquement, il s'agit : (i) de caractériser le terrain de la décharge de Buterere par des dosages afin d'évaluer le degré de pollution des sols, des plantes, des eaux souterraines et des lixiviats par les métaux lourds; (ii) d'évaluer, sur base des teneurs obtenues en métaux lourds, les risques sanitaires associés à l'exposition sur ce site ; (iii) de formuler des perspectives de gestion des DSM et des voies de remédiation en tenant compte des résultats obtenus par l'expérimentation et les enquêtes de terrain en se basant sur la littérature spécialisée adaptée à la situation locale.

Des échantillons ont été collectés en 15 endroits choisis aléatoirement suivant des lignes diagonales et sur ses contours. Certaines analyses ont été réalisées au laboratoire LCAE de la Faculté des Sciences, d'autres au laboratoire 4MAT de l'Ecole Polytechnique de l'Université libre de Bruxelles, pour les analyses physicochimiques approfondies des métaux lourds.

Les matières organiques contenues dans les eaux de puits ont été évaluées par les mesures de DCO et DBO, tandis que les échantillons de sols ont été analysés par les méthodes ICP-OES/MS, FRX et DRX.

Les analyses ont montré que les sols du site Buterere sont contaminés de façon significative en métaux lourds dont : Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb et Zn. Néanmoins, le Hg et l'As étaient en dessous du seuil de détection des appareils utilisés.

En tenant compte de la localisation du site de Buterere à proximité de la population, des indices de risque écologique, chronique non cancérigène et cancérigène ont été déterminés sur base des teneurs en métaux lourds qui y ont été mesurées. Les résultats ont montré un risque écologique pour le site, principalement lié à aux éléments Cd, Cr, Ni, Pb, et Zn qui peuvent nuire à la biodiversité de l'écosystème. Le facteur de contamination (CF) est élevé pour le Ni à tous les points d'échantillonnage contrairement à celui pour le Cr et Pb qui ne l'est qu'à certains endroits du site de Buterere uniquement.

En plus, compte tenu de l'accès de la population à ce site qui s'y est installée et diverses voies d'exposition observées, les résultats de la présente étude mettent en évidence le risque de développement de pathologies chroniques tant non cancérigènes que cancérigènes. Ces risques sanitaires sont principalement liés à une ingestion involontaire de particules de sols contenant ces polluants métalliques.

L'analyse des feuilles-légumes échantillonnées sur le même site a montré que ces dernières contiennent des métaux lourds en teneurs dépassant les limites admissibles par l'OMS et FAO. L'estimation des risques sanitaires a révélé que la consommation de ces légumes engendre aussi des pathologies chroniques non cancérigènes et des pathologies cancérigènes.

En procédant à la caractérisation des eaux de puits quotidiennement utilisées dans cette localité, les résultats ont montré une contamination en Al, Fe et Mn au-delà des valeurs limites de l'OMS. Les autres éléments de trace étaient significativement inférieurs aux valeurs admissibles. La contribution de l'ancienne décharge de Buterere à la pollution des eaux souterraines dudit site de Buterere n'est donc pas significative. Ceci est justifié par le fait que les sols de Buterere sont argilo-sablonneux, retenant ainsi les métaux lourds véhiculés par les lixiviats. Néanmoins, si aucune démarche remédiate n'est faite, et sous l'influence des précipitations abondantes, les métaux lourds pourront contaminer les eaux de la nappe phréatique mais aussi le lac Tanganyika, patrimoine écosystémique important de la sous-région, en aval de la ville de Bujumbura.

Les données récoltées des entretiens avec les personnes vivant sur le site nous ont permis de recenser les pathologies fréquemment enregistrées dans cette localité, dont les maladies cutanées, respiratoires, digestives et cognitives qui seraient probablement associés à

l'exposition aux métaux lourds. A cet effet, certaines personnes présentent des symptômes chroniques et d'autres ont été rapportées comme étant passagères.

Les perspectives de remédiation pour améliorer la situation sur un proche avenir sont tout d'abord liées à la prévention ; Elles consistent à sensibiliser la population au tri à la source des DSM qui contribuerait à leur gestion durable, sous condition d'une implication forte de l'administration locale et centrale. Le tri est proposé dans l'optique d'une valorisation simple des fractions de déchets triés par un procédé adapté et compatible avec les moyens techniques et financiers du pays en développement comme le Burundi. L'exemple est celui des DSM biodégradables qui peuvent être recyclés par compostage, biométhanisation ou par la fabrication des briquettes combustibles.

D'autre part, pour l'avenir, en ce qui concerne la décharge de Mubone à Bujumbura qui est actuellement en exploitation depuis que celle de Buterere a été fermée, des mesures de gaz de décharge ont été réalisées et ont révélé la présence d'une teneur élevée en méthane dans les zones d'apports de DSM récents. La possibilité d'installer un réseau de capture du biogaz pourrait être envisagé pour son utilisation dans des moteurs à gaz.

Enfin la phytoremédiation est proposée comme l'une des voies envisageables pour la réhabilitation des sites contaminés en métaux lourds comme celle de Buterere. Le *Panicum Maximum* essayé pour la décontamination du sol contaminé en Ni constitue un exemple et présente des avantages pratiques en ce sens que l'espèce est également capable de bioaccumuler du Cd et du Pb du sol.

ABSTRACT

Keywords: *Municipal solid waste, heavy metals, soil, well water, vegetables, biogas, health risks, phytostabilisation, sorting, recovery, recycling.*

The storage of municipal solid waste (MSW) on a non-technically developed site is an environmental challenge. In developing countries, the fate of an open-air landfill is conditioned by several parameters, including: (a) the composition of the MSW; (b) the structure of the soil supporting the landfill; (c) the depth of the water table, (d) the climatic conditions (temperature, rainfall, etc.), (e) the use of the landfill by animals and humans, etc. Among the various pollutants released in a landfill, heavy metals are a category of hazardous environmental contaminants whose nuisance has a fairly broad scope in the ecosystem concerned: they contaminate the soil by deteriorating its quality and can be transferred to the fauna and plants present on the site. Through the food chain, this contamination can reach humans through various routes of exposure (dermal, ingestion and respiratory).

The objective of this thesis is to assess the environmental impact of heavy metal contamination of the former Buterere open dump in Bujumbura (closed for DSM input) which is colonised by a spontaneous habitat and to formulate perspectives and remediation routes.

Specifically, this involves : (i) to characterise the Buterere landfill site by means of measurements in order to assess the degree of pollution of the soil, plants, groundwater and leachate by heavy metals; (ii) to assess, on the basis of the heavy metal contents obtained, the health risks associated with exposure on this site; (iii) to formulate prospects for the management of the DSM and the remediation methods, taking into account the results obtained by experimentation and field surveys based on specialised literature adapted to the local situation.

For our study, all samples were collected from the site of the former DSM landfill in Buterere at 15 randomly selected locations along diagonal lines and along its contours. These samples were transported to the 4MAT laboratory of the Ecole Polytechnique de l'Université libre de Bruxelles, where they were subjected to in-depth physicochemical analyses of heavy metals by the instrumental methods ICP-OES/MS, FRX and DRX.

The physicochemical characterisation analyses of the samples showed that the soil on the site is significantly contaminated with heavy metals, including: Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn. Nevertheless, Hg and As were below the detection threshold of the equipment used.

Taking into account the location of the Buterere site close to the population, ecological, chronic non-carcinogenic and carcinogenic risk indices were determined on the basis of the heavy metal

contents measured there. The results showed an ecological risk for the site, mainly related to the elements Cd, Cr, Ni, Pb, and Zn which can harm the biodiversity of the ecosystem. The contamination factor (CF) is high for Ni at all sampling points while the CF for Cr and Pb is high only at certain locations of the Buterere site.

Moreover, taking into account the access of the population to this site and the various exposure routes observed, the results of the present study highlight the risk of development of chronic pathologies, both non-carcinogenic and carcinogenic. These health risks are mainly linked to the involuntary ingestion of soil particles containing these metallic pollutants.

The analysis of the leaf vegetables sampled at the same site showed that they contain heavy metals in concentrations exceeding the limits allowed by the WHO and FAO. The estimation of health risks revealed that the consumption of these vegetables also causes chronic non-carcinogenic and carcinogenic pathologies.

By characterising the well water used daily in this locality, the results showed contamination of Al, Fe and Mn in excess of the WHO limit values. The other trace elements were significantly below the permissible values. The contribution of the Buterere landfill site to the groundwater pollution of the Buterere site is therefore not significant. This is justified by the fact that the soils at Buterere are clay-sandy, thus retaining heavy metals carried by the leachate. Nevertheless, if no remedial action is taken, and under the influence of heavy rainfall, the heavy metals could contaminate not only the water table but also Lake Tanganyika, an important ecosystem heritage of the sub-region, downstream from the city of Bujumbura.

The data collected from interviews with people living on the site enabled us to identify the pathologies frequently recorded in this locality, including skin, respiratory, digestive and cognitive diseases that would probably be associated with exposure to heavy metals. Some of them present chronic symptoms and others have been reported to be transient.

The prospects for remediation to improve the situation in the future in this region are first of all linked to prevention and consist of raising awareness of the population about sorting DSM at source, which would contribute to their sustainable management, provided that the local and central administration is involved. Sorting is proposed with a view to the simple recovery of sorted waste fractions by a process that is adapted and compatible with the technical and financial means of developing countries such as Burundi. The example is that of biodegradable MSW which can be recycled by composting, biomethanisation or by the manufacture of combustible briquettes.

On the other hand, for the future, with regard to the Mubone landfill in Bujumbura, which is currently in operation since the Buterere landfill was closed, biogas measurements were carried out in the field during the course of this work and revealed the presence of a high methane content in the areas of recent MSW inputs. The possibility of installing a biogas capture network could be considered for use in gas engines.

Finally, phytoremediation is proposed as one of the possible avenues for the rehabilitation of heavy metal contaminated sites such as Buterere. The *Panicum Maximum* tested for the decontamination of Ni-contaminated soil is an example and has practical advantages in that the species is also capable of bioaccumulating Cd and Pb from soil.

TABLE DES MATIERES

IDENTIFICATION DES MEMBRES DU JURY i

DEDICACE.....ii

SIGLES ET ABBREVIATIONSiii

TITRE DES COMMUNICATIONS AUX CONFÉRENCES INTERNATIONALES ET REGIONALES v

TITRES DES ARTICLES PUBLIES EN REVUES INTERNATIONALES .vi

RESUME..... vii

ABSTRACT..... x

LISTE DES FIGURES..... xviii

LISTE DES TABLEAUX xx

AVANT PROPOS..... xxii

CHAPITRE I : INTRODUCTION GENERALE..... 1

 I.1. Gestion des déchets solides municipaux (DSM) dans les pays en développement..... 1

 I.2. Problématique : le site de BUTERERE, ancienne décharge publique 3

 I.3. Objectifs de la recherche 6

 I.3.1. Objectif général 6

 I.3.2. Objectifs spécifiques :..... 6

 I.4. Approche méthodologique 6

 I.5. Intérêt, délimitation et articulation de la thèse 9

 I.5.1. Intérêt du sujet 9

 I.5.2. Délimitation et articulation de la thèse 9

CHAPITRE II. REVUE BIBLIOGRAPHIQUE..... 12

 II.1. Quelques concepts et terminologie relative aux déchets 12

 II.2. Termes souvent apparentés au concept de « déchets »..... 14

 II.3. Historique des déchets urbains et de la pollution 15

 II.4. La pollution, enjeu majeur pour l’environnement 16

 II.4.1. Pollution atmosphérique..... 17

 II.4.2. Pollution du sol..... 18

 II.4.3. Pollution des eaux de surface et souterraines 19

 II.5. Décharge de déchets solides municipaux 19

 II.6. Nuisances liées à une décharge et la phytoremédiation 21

II.7. Quelques généralités sur les métaux lourds et leurs effets sur la santé	23
II.7.1. Définition	23
II.7.2. Classification et origine.....	23
II.7.3. Quelques métaux lourds et leurs effets sur la santé.....	26
II.8. Pollution des sols et risques pour la santé humaine	30
II.8.1. Aperçu des polluants pertinents et de leur parcours dans l'environnement.....	30
II.8.2. Facteurs induisant des effets potentiellement dangereux pour la santé humaine...	32
II.9. Circularité et Recyclage	33
II.9.1. Racines historiques et développement de la circularité.....	33
II.9.2. Tri des déchets.....	36
II.9.3. Recyclage et élimination des déchets	37
II.10. Conclusion et formulation des hypothèses de l'étude	39
CHAPITRE III. CARACTERISATION DES SOLS DU SITE DE BUTERERE	41
III.1. Introduction	41
III.2 Matériel et méthodes	42
III.2.1. Présentation de la zone d'étude : l'ancienne décharge de Buterere.....	42
III.2.2. Site de Buterere : état des lieux du site et enjeux environnementaux, socio-économiques et sanitaires.....	44
<i>III.2.2.1. Caractéristiques du site de Buterere.....</i>	<i>44</i>
<i>III.2.2.2. Qualité du sol de la décharge</i>	<i>44</i>
III.2.3. Echantillonnage et méthodes analytiques des sols.....	46
III.2.4. Préparation des échantillons et analyses physicochimiques	47
<i>III.2.4.1. Prétraitement des échantillons et dosage non destructif.....</i>	<i>47</i>
<i>III.2.4.2. Mise en solution des échantillons de sols de Buterere et dosage par l'ICP-OES</i>	<i>47</i>
III.3. Présentation et discussion des résultats	47
III.3.1. L'analyse thermogravimétrique (ATG)	48
III.3.2. Le pH et la conductivité électrique du sol de Buterere	50
III.3.3. Teneurs en métaux lourds (mg/kg) des sols de BUTERERE	51
<i>III.3.3.1. La teneur en aluminium</i>	<i>53</i>
<i>III.3.3.2. La teneur en Cadmium des sols de Buterere.....</i>	<i>55</i>
<i>III.3.3.3. La teneur en Chrome des sols de Buterere</i>	<i>57</i>

III.3.3.4. La teneur en cuivre des sols de Buterere	59
III.3.3.5. La teneur en fer des sols de Buterere.....	60
III.3.3.6. La teneur en manganèse des sols de Buterere	62
III.3.3.7. La teneur en nickel des sols de Buterere.....	64
III.3.3.8. La teneur en plomb des sols de Buterere	67
III.3.3.9. La teneur en zinc des sols de Buterere.....	69
III.4. Evaluation de la corrélation des teneurs en métaux lourds dans les sols de l'ancienne décharge de Buterere	70
III.5. Conclusion sur l'étude des sols de Buterere	71
CHAPITRE IV : CARACTÉRISATION DES FEUILLES LEGUMES ÉCHANTILLONNÉS AU SITE DE BUTERERE	73
IV.1. Introduction	73
IV.2. Matériel et méthodes	74
IV.3. Présentation et discussions des résultats.....	76
IV.4. Estimation du transfert de métaux lourds (PTF) du sol aux cultures vivrières.....	81
IV.5. Evaluation de la corrélation par ACP des teneurs en métaux lourds des légumes feuilles.....	82
IV.6. Conclusion sur la caractérisation des légumes-feuilles du site de Buterere	83
CHAPITRE V. CARACTERISATION DES EAUX DE PUIITS ET DES LIXIVIATS DU SITE DE BUTERERE	85
V.1. Introduction	85
V.2. Matériel et méthodes.....	86
V.3. Présentation des résultats et discussion	87
V.4. Conclusion sur les lixiviats et les eaux de puits	98
CHAPITRE VI : EVALUATION DU RISQUE ECOLOGIQUE ET SANITAIRE AU SITE DE BUTERERE	99
VI.1. Introduction	99
VI.2. Estimation des risques écologiques et sanitaires	99
VI.2.1. Contamination des sols et risques écologiques.....	99
VI.2.1.1. Détermination de l'indice de géo-accumulation.....	100
VI.2.1.2. Facteur de contamination (CF) et l'indice de charge polluante	102

VI.2.1.3. Détermination du facteur de risque écologique (Er^l) et de l'indice de risque écologique (RI).....	104
VI.2.2. Risques sanitaires associés au site de Buterere.....	107
VI.2.2.1. Estimation des risques sanitaires associés aux sols du site de Buterere	108
VI.2.2.2. Evaluation des risques sanitaires liés à la consommation des légumes feuilles de Buterere	112
VI.2.2.3. Evaluation des risques sanitaires liés aux eaux de puits du site de Buterere ..	115
VI.3. Aperçu de l'impact sociétal du site de Buterere : enquête descriptive sur le vécu sanitaire à proximité du site de Buterere	120
VI.3.1. Atteintes cutanées	120
VI.3.2. Atteintes respiratoires	122
VI.3.3. Autres formes de vulnérabilité.....	123
VI.4. Conclusion sur les risques écotoxicologiques et sanitaires dus aux métaux lourds	124
CHAPITRE VII : PERSPECTIVES DE REMEDIATION	125
VII.1. Promotion du tri pour une gestion durable des DSM au Burundi ...	125
VII.1.1. Introduction	125
VII.1.2. Matériel et méthodes	126
VII.1.3. Présentation des résultats.....	127
VII.1.4. Discussion des résultats.....	132
VII.1.5. Conclusion sur la gestion des DSM et perspectives.....	135
VII.2. Evaluation des émissions gazeuses : comparaison des sites de Buterere et Mubone	137
VII.2.1. Introduction	137
VII.2.2. Matériel et méthodes	138
VII.2.3. Résultats et discussion.....	139
VII.2.4. Conclusion et recommandation sur les émissions de gaz.....	144
VII.3. Phytoremédiation des sites contaminés : cas du nickel	145
VII.3.1. Introduction	145
VII.3.2. Matériels et méthodes.....	146
VII.3.3. Résultats et brève discussion	149
VII.3.4. Conclusion sur la phytoremédiation	154

CHAPITRE VIII. CONCLUSION GENERALE ET RECOMMANDATIONS155

VIII.1. Conclusion générale.155

VIII.2. Recommandations157

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....159

ANNEXES.....185

LISTE DES FIGURES

<i>Figure I.1 : Site de décharge de Buterere -Bujumbura</i>	4
<i>Figure I.2 : Le site de Buterere : évolution temporelle</i>	4
<i>Figure I.3 : Schéma méthodologique de recherche</i>	11
<i>Figure II.1: Sources des métaux lourds dans les sols</i>	25
<i>Figure II.2: Mobilité des métaux dans le sol</i>	31
<i>Figure II.3 : Développement de l'Economie circulaire en 7 points</i>	35
<i>Figure II.4 : Différents procédés associés à l'économie circulaire</i>	35
<i>Figure II.5 : Gestion des déchets et les 3R (Réduire, Réutiliser et Recycler)</i>	39
<i>Figure III.1: Site de l'ancienne décharge de Buterere (diverses zones et leurs occupations :</i>	43
<i>Figure III.2 : Champs de cultures du site BUTERERE</i>	45
<i>Figure III.3: Puits d'eau de forage dans le site de BUTERERE</i>	45
<i>Figure III.4: Analyses du sol par ATG (en A) et par DRX (en B)</i>	49
<i>Figure III.5 : pH (en A) et la conductivité électrique (en B) du sol sur le site de Buterere</i>	50
<i>Figure III.6 : Teneurs totales en Al des sols de l'ancienne décharge de Buterere</i>	53
<i>Figure III.7: Profil et diagramme des teneurs en Cd dosé par ICP-OES pour les sols aux différents points d'échantillonnage de l'ancienne décharge de Buterere</i>	55
<i>Figure III.8 : Estimation d'effets cumulatifs de la pollution au cadmium sur la santé humaine..</i>	56
<i>Figure III.9 : Profil et diagramme des teneurs en Cr (en mg/kg) des sols de l'ancienne décharge de Buterere</i>	57
<i>Figure III.10 :Absorption du chrome et modification de l'ADN</i>	58
<i>Figure III.11: Profil et diagramme des teneurs totales en Cu (mg/kg) au site de Buterere</i>	59
<i>Figure III.12: Profil et diagramme des teneurs totales en Fe (mg/kg) du site de Buterere</i>	61
<i>Figure III.13 : Profil et diagramme des teneurs totales en Mn (mg/kg) du site de Buterere</i>	63
<i>Figure III.14: Profil et diagramme des teneurs totales en Ni (mg/kg) des sols du site de Buterere</i>	65
<i>Figure III.15 : Illustration des enfants jouant dans une rue en terre battue sur le site de Buterere (B4)</i>	67
<i>Figure III.16 : Profil et diagramme des teneurs totales en Pb (mg/kg) des sols de Buterere</i>	68
<i>Figure III.17 : Profil et diagramme des teneurs totales en Zn (mg/kg) des sols du site de Buterere</i>	70
<i>Figure IV.1 : Sites d'échantillonnages des légumes feuilles</i>	75
<i>Figure IV.2 : Teneurs en métaux lourds (mg/kg) des légumes étudiés</i>	79
<i>Figure IV.3: Aspect du sol avec des déchets résiduels (en A) et champs d'amarante au stade récolte (en B) sur le site contaminé de Buterere</i>	80
<i>Figure IV.4 : Composantes principales d'ETM dans les légumes-feuilles</i>	83

Figure V.1 : Tas de déchets résiduels localisé en B9, sur le long de la station d'épuration de Buterere.....	87
Figure VI.1: Variation de l'indice de géo-accumulation (I_{geo}) des métaux lourds au site de décharge de Buterere	101
Figure VI.2: Variation du facteur de contamination (CF) en métaux lourds sur le site de Buterere	103
Figure VI.3: Indice de charge polluante en métaux lourds des sols du site de Buterere	104
Figure VI.4: Risque écologique dû aux métaux lourds au site de Buterere	106
Figure VII.1: Déchets solides non triés persistant sur l'ancienne décharge de Buterere.....	128
Figure VII.2: Déchets solides non triés sur la nouvelle décharge de Mubone	128
Figure VII.3: Origine (A), service (B), membres de famille (C) et âge (D) des enquêtés.....	129
Figure VII.4: Abondance des fractions de DSM d'après les enquêtés.....	130
Figure VII.5: Perception de la dangerosité des DSM.....	131
Figure VII.6: Principales contraintes au tri de DSM en ville Bujumbura	131
Figure VII.7: Collecteurs de DSM	133
Figure VII.8: Destination des DSM.....	133
Figure VII.9: Niveau d'information sur les bonnes pratiques de gestion des DSM.....	134
Figure VII.10: Source d'information sur les bonnes pratiques de gestion des DSM.....	134
Figure VII.11: Degré de satisfaction des habitants en information sur la gestion durable des DSM	134
Figure VII.12: Niveau d'implication de l'administration locale dans le tri et la gestion durable des DSM	134
Figure VII.13: Pilote expérimental de quantification des gaz CH_4 et CO_2	139
Figure VII.14: Risque écotoxicologique dû aux déchets solides	143
Figure VII.15: Pots de culture de <i>Panicum maximum</i> à l'échelle pilote	147
Figure VII.16 : Evolution de la croissance en hauteur de <i>Panicum maximum</i>	149
Figure VII.17 : Taux de croissance moyen (en cm/j) du <i>panicum M.</i> sur le sol contaminé en Ni à différentes doses.....	150
Figure VII.18 : Croissance en longueur des feuilles de <i>Panicum M.</i>	151
Figure VII.19 : Croissance en largeur des feuilles de <i>Panicum M.</i>	151

LISTE DES TABLEAUX

<i>Tableau II.1: Contribution des différentes sources à l'apport moyen annuel des terres émergées en métaux lourds</i>	25
<i>Tableau II.2: Flux des éléments traces dans l'environnement (tonne/an)</i>	26
<i>Tableau II.3: Différentes normes et références françaises de teneurs totales en métaux lourds dans les sols, exprimées en mg/kg.MS</i>	26
<i>Tableau II.4: Nature et quantités en tonnes de déchets ménagers et assimilés en 2009 en France</i>	37
<i>Tableau II.5 : Récapitulatif des traitements de déchets solides municipaux</i>	38
<i>Tableau II. 6 : Traitement thermique des déchets</i>	38
<i>Tableau III.1: Echantillons et lieux de prélèvement</i>	46
<i>Tableau III.2: Récapitulation des teneurs en métaux lourds dans les sols de Buterere (mg/kg)</i>	51
<i>Tableau III.3: Matrice de corrélation des teneurs en métaux lourds dans les sols de Buterere</i>	71
<i>Tableau IV.1 : Teneurs moyennes en métaux lourds des 6 légumes feuilles de Buterere .</i>	76
<i>Tableau IV.2 : Teneurs moyennes en métaux lourds des légumes feuilles</i>	77
<i>Tableau IV.3 : Transfert des métaux lourds du sol aux culture</i>	81
<i>Tableau IV.4 : Matrice des composantes</i>	82
<i>Tableau V.1: Paramètres physicochimiques des lixiviats de Buterere et comparaison avec les valeurs de la littérature et norme burundaise</i>	88
<i>Tableau V.2: DBO et DCO des lixiviats du site de Buterere</i>	90
<i>Tableau V.3 : Teneurs en ions des lixiviats du site de Buterere</i>	90
<i>Tableau V.4: pH et conductivité électrique des eaux de puits de Buterere</i>	92
<i>Tableau V.5 : Teneurs en métaux lourds des eaux de puits du site de Buterere</i>	92
<i>Tableau V.6: Teneurs en ions des eaux de puits durant la saison humide</i>	93
<i>Tableau V.7 : Teneurs en ions des eaux de puits durant la saison sèche</i>	93
<i>Tableau V.8 : Matrice de corrélation : paramètres des eaux de puits en saison humide .</i>	96
<i>Tableau V.9 : Matrice de corrélation : paramètres des eaux de puits en saison sèche</i>	97
<i>Tableau VI.1 : Teneurs en métaux lourds des sols du site de Buterere (mg/kg)</i>	101
<i>Tableau VI.2: Indice chronique non cancérogène (HI) et indice cancérogène (CR) par ingestion, contact et inhalation au site de Buterere</i>	110
<i>Tableau VI.3: Estimation de l'apport journalier en métaux lourds (CDI)</i>	113

<i>Tableau VI.4: Indice de risque chronique non cancérigène (HI) et risque cancérigène (CR) lié à la consommation de légumes du site de Buterere</i>	114
<i>Tableau VI.5: Paramètres et constantes utilisés pour le calcul des indices HPI (en se référant aux valeurs guides de l'OMS).....</i>	116
<i>Tableau VI.6 : Valeurs de HPI calculées pour les eaux de puits du site de Buterere</i>	116
<i>Tableau VI.7 : Valeurs de doses de référence RfD</i>	117
<i>Tableau VI.8: Indices de risque chronique non cancérigène (HI) et cancérigène (CR) pour l'usage des eaux de puits du site de Buterere, saison humide</i>	118
<i>Tableau VI.9 : Indices de risque chronique non cancérigène (HI) et cancérigène (CR) pour l'usage des eaux de puits du site de Buterere, saison sèche</i>	118
<i>Tableau VI.10: Age des habitants interviewés.....</i>	120
<i>Tableau VI.11 : Appréciation de la fréquence des pathologies de la peau enfant-adulte</i>	121
<i>Tableau VI.12 : Appréciation de la fréquence des pathologies respiratoires chez les enfants et chez les adultes</i>	122
<i>Tableau VI.13: Cas concrets de pathologies vécues/observées au site de Buterere</i>	123
<i>Tableau VII.1: Niveau d'information et de tri de DSM à Bujumbura (%)</i>	131
<i>Tableau VII.2 : Gaz de décharge.....</i>	137
<i>Tableau VII.3: Pourcentage de CH₄ dans le gaz émis du sol au site de Buterere</i>	140
<i>Tableau VII.4 : Pourcentage de méthane dans le gaz émis du sol au site de Mubone....</i>	140
<i>Tableau VII.5 : Pourcentage de dioxyde de carbone dans le biogaz émis au site de Buterere</i>	142
<i>Tableau VII.6: Pourcentage de dioxyde de carbone dans le biogaz émis au site de Mubone</i>	142
<i>Tableau VII.7 : Teneurs en Ni (mg/kg de matière sèche) des racines et parties aériennes de Panicum maximum.....</i>	152
<i>Tableau VII.8 : Facteurs de bioconcentration et de bioaccumulation de Panicum M. ..</i>	153

AVANT PROPOS

Le travail présenté dans cette thèse a été réalisé au sein de deux laboratoires : le Centre de Recherche en Sciences naturelles et de l'Environnement à l'Université du Burundi d'une part, et le service 4-MAT de l'Ecole polytechnique de l'Université Libre de Bruxelles.

Nous tenons particulièrement à remercier mes Promoteurs de Thèse, la Professeure Céline Gisèle JUNG de l'Université Libre de Bruxelles et le Professeur Théophile NDIKUMANA de l'Université du Burundi de la qualité de leur encadrement, pour nous avoir guidé et encouragé dans ce travail de recherche, pour toutes les connaissances scientifiques et les conseils qu'ils nous ont apportés, leur soutien constant et l'amabilité dont ils ont fait preuve tout au long de cette formation. Grace à eux, nous avons beaucoup appris, tant en Master qu'en formation doctorale.

Nous sommes très sensible à l'honneur de la Direction de l'Université du Burundi et plus particulièrement au Directeur de l'Ecole Doctorale, Professeur Juma SHABANI que nous remercions infiniment pour ses conseils, ses encouragements et ses préoccupations pour le bon déroulement des activités de l'Ecole Doctorale. En plus, nous remercions infiniment le personnel de la faculté des Sciences en général et celui du CRSNE de l'Université du Burundi en particulier, pour la collaboration, entraide et conseils scientifiques et techniques bénéficiés de leur part.

Notre reconnaissance toute particulière s'adresse à l'ARES-CCD pour l'appui financier qu'ils nous ont octroyé durant toutes ces années de thèse et pour tous les efforts ménagés durant cette formation doctorale. Je citerais en particuliers le soutien local sur terrain, lors de déplacements internationaux ainsi que la prise en charge financière durant ces trois années de recherche de toutes les missions de mobilité en Belgique et plus spécifiquement à l'ULB

Un tout grand merci aussi à la Professeure Marie-Paule Delplancke du Service 4MAT de l'Ecole Polytechnique de l'ULB et à tous les membres de son personnel pour leur accueil chaleureux et leur soutien durant chacune de nos missions en Belgique. Nos remerciements sont également exprimés envers l'entreprise belge IDELUX-AIVE, qui nous a accordé une visite dans ses enceintes, ainsi que le prêt d'un analyseur de gaz modèle GA2000 utilisé sur terrain, au Burundi. Nous exprimons également notre gratitude envers les entreprises RENEWI et BRUXELLES PROPLETE qui nous ont accueilli avec plaisir en visite.

Je ne pourrais jamais oublier de remercier infiniment les membres du comité d'accompagnement de cette thèse. Les conseils et observations ont particulièrement servi pour l'aboutissement de ce travail. Qu'ils trouvent ici l'expression de mes remerciements les plus

chaleureux. Aux membres respectifs du jury, nous exprimons notre gratitude, pour avoir accepté avec plaisir la lecture et l'évaluation de cette thèse.

A la Direction Générale de l'Ecole Normale Supérieure, à mes collègues compagnons de service, plus particulièrement ceux du Département des Sciences Naturelles, je ne saurais exprimer ma gratitude envers vous, pour le soutien, l'encouragement et la facilitation que vous m'avez accordés durant la réalisation du présent projet.

A mon épouse et mes deux fils, merci pour leur patience et leur courage endurés durant mon absence.

Enfin, merci à toute personne qui de loin ou de près a contribué à la réalisation du présent travail.

Norbert Manirakiza

CHAPITRE I : INTRODUCTION GENERALE

I.1. Gestion des déchets solides municipaux (DSM) dans les pays en développement

Les activités humaines ainsi que la civilisation moderne produisent des masses colossales de déchets solides et liquides de diverses origines (domestiques, industrielles, hospitalières, agricoles, commerciales, ...). Ils peuvent également être toxiques et causer de graves pollutions. La vie quotidienne s'accompagne donc d'une production de déchets solides de diverses catégories et leurs quantités varient selon les producteurs (Islam et al., 2019; Mizero et al., 2015; Siami et al., 2019). Quelles que soient les quantités ou les types de déchets produits, ils nécessitent une attention particulière et doivent être gérés durablement pour promouvoir un environnement sain, exempt de toute sorte de pollutions dans le meilleur des cas (Christensen, 2011; Ludwig et al., 2012).

Dans les pays industrialisés, la population en général, et celle urbaine en particulier, a été progressivement conscientisée en matière de tri et recyclage de déchets (Collignon & Gathon, 2010; Desvaux, 2017). Par contre, dans les pays en développement, l'habitat urbain, les secteurs publics (comme établissements scolaires, hôpitaux, marchés), et les secteurs industriels constituent des sources de production des déchets mais n'ont pas été suffisamment informés de la problématique des déchets solides municipaux (DSM). Les municipalités continuent ainsi à orienter les déchets générés vers des décharges à ciel ouvert: les déchets sont collectés sans tri à la source et sont acheminés vers des sites non techniquement préparés (Ngnikam et Tanawa 2006; Kondoh et al. 2019; Shahin et al., 2019). Ces déchets « tout venant » contiennent diverses substances polluantes susceptibles d'impacter la qualité de l'environnement à partir du site récepteur (Rong et al. 2017a; Essien et al. 2019; Shahin et al., 2019). Ainsi, les caractéristiques physicochimiques de ces déchets (humidité, température, et composition chimique) constituent des facteurs qui entraînent une décomposition de ces DSM dans ces décharges (Kumar, 2016). D'habitude, des lixiviats chargés en polluants coulent continuellement à partir de ces décharges et, s'ils ne sont pas récupérés et traités avant d'être relâchés dans l'environnement, ils peuvent contribuer à la pollution de l'air, du sol et de l'eau souterraine (Belabed, 2017). De plus, les conditions climatiques, les précipitations et l'alternance des saisons jouent un rôle important dans la transformation des DSM et la dispersion des polluants libérés (Aslani et Taghipour, 2018). L'impact est aussi amplifié par d'autres facteurs naturels tels le relief et l'hydrographie d'une part, et anthropiques tels l'agriculture, l'élevage et l'urbanisation d'autre part (Mou et al. 2014; Nhari et al., 2014; Majolagbe et al., 2016; Zakhem et al. 2016).

Au Burundi, les déchets collectés dans les municipalités sont entreposés dans des sites souvent en dehors de la ville (Mizero et al., 2015). C'est le cas des dépotoirs comme celui de Buterere exploité au cours des années 1983-2008 et celui de Mubone en exploitation depuis 2009. L'élargissement progressif des villes fait que ces sites, dont l'impact environnemental n'avait pas été antérieurement évalué, se retrouvent finalement à proximité de la population qui court des risques sanitaires liés aux nuisances provenant de tels sites (Epstein, 2015). Pire, ces décharges, une fois fermées, finissent par constituer des terrains propices à divers usages : agriculture, habitat, malgré les nuisances auxquelles s'expose la population.

Les nuisances fréquemment décelées concernent la pollution du sol et de l'atmosphère, la contamination des cultures couvrant les sols pollués, la pollution des eaux de surface et la pollution des eaux souterraines (Duan et al. 2014 ; Khan et al. 2015). Les métaux lourds constituent la première classe de contaminants des cultures. Le cas le plus récent est celui relatif à l'évaluation de la teneur en métaux lourds des aliments crus provenant de marchés ouverts dans deux villes africaines (Kinshasa et Johannesburg) qui a montré des teneurs dépassant les limites acceptables recommandées par le Comité Conjoint d'Experts de l'alimentation de l'OMS-FAO (Nuapia et al., 2018). Cette étude ne précise cependant pas l'origine de ces polluants, ce qui constitue un défi.

Malgré ces constats, les décharges sauvages en milieux urbains ou péri-urbains fermées constituent des ressources foncières et ont des effets néfastes sur l'environnement (Rong et al., 2017a). Les populations y érigent des maisons d'habitation, y pratiquent l'élevage, l'agriculture vivrière sans toutefois se soucier des nuisances qui peuvent en découler (Zaïri et al., 2004).

Face à cette situation d'occupation prématurée dudit site, la question de la qualité du sol de Buterere, ayant reçu des déchets de tout venant dans le passé, se pose. Qu'en est-il aussi de la qualité des plantes cultivées sur de tels sites ? Et l'air environnant d'un tel site serait-il propice à la santé humaine 12 ans après sa fermeture ? De telles questions surgissent à l'esprit et y répondre constitue le moteur du présent projet de recherche.

Diverses études ont été menées dans ce cadre, notamment la façon dont les polluants peuvent se concentrer dans les végétaux couvrant un site pollué (Eskandari et al., 2018; Belabed, 2017; Khan et al., 2015; Vongdala et al., 2019). Néanmoins, il est certain qu'un site se distingue d'un autre selon les conditions locales du milieu et son mode d'exploitation.

D'un autre côté, d'après la littérature, la durée de fonctionnement des décharges étant limitée, leurs impacts persistent longtemps: les ordures ménagères continuent à se dégrader après leur enfouissement, créant ainsi d'autres nuisances (Kihal, 2015). Dans ces conditions, ces sites

présentent alors des risques environnementaux dont l'ampleur nécessite une analyse prospective adéquate, et une remédiation appropriée (De Felice et al., 2012). Par exemple, l'exposition aux contaminants environnementaux a été corrélée aux changements de longueur des télomères qui sont des extrémités des chromosomes humains (Louzon et al., 2019). Ces télomères permettent de protéger la séquence d'ADN. Leur longueur étant le reflet de l'âge biologique, ils se dégradent naturellement avec le temps, mais ce processus peut être précipité par le stress ou une alimentation contaminée. Ainsi, à cause de l'exposition à la pollution environnementale, des observations ont révélé des effets comme la diminution ou l'augmentation de la longueur des télomères. Pour les contaminants cancérogènes, un mécanisme d'action possible pourrait être une augmentation de la longueur des télomères causée par une régulation à la hausse de la télomérase (Louzon et al., 2019).

A titre illustratif, une diminution de la longueur des télomères sanguins a été mise en évidence par De Felice et al. (2012) chez les femmes enceintes vivant dans une zone fortement polluée, par rapport aux femmes enceintes non exposées. D'un autre côté, le sperme est aussi un biomarqueur sentinelle sensible à l'exposition environnementale (Vecoli et al., 2017). Une contamination environnementale élevée peut nuire à la fertilité masculine en affectant la qualité du sperme. Vecoli et al. (2017) ont prouvé que les jeunes hommes résidant dans des zones fortement exposées à un environnement contaminé avaient une longueur de télomère significativement accrue dans le sperme.

Nous rappelons aussi que les enfants, les femmes enceintes et les personnes âgées exposés à ces sites sont à risque, vu que ces personnes sont les catégories les plus vulnérables (De Felice et al., 2012; Gumede, 2015). Elles restent constamment à proximité de ces sites susceptibles de constituer des sources de nuisances. Il est donc important de mener une investigation du sol fréquenté, de l'eau utilisé au quotidien, des aliments consommés couramment, de l'air ambiant, etc. Cet environnement peut donc constituer une voie de contamination (ingestion, contact cutané, respiration) chez la population qui vit à proximité d'un espace possédant un site pollué non isolé techniquement (X. Liu et al., 2013a).

I.2. Problématique : le site de BUTERERE, ancienne décharge publique

Buterere est un site d'une surface approximative de 20 hectares (Figure I.1) utilisé comme dépotoir de DSM dans le passé et fermé il y a environ 13 ans. Ce dépotoir de BUTERERE, vieux de 35 ans, a été la finalité de divers déchets solides en provenance de la ville de Bujumbura. Il s'agit de fermentescibles, plastiques, papier, métaux, bois, verre, médicaments périmés, piles, accumulateurs, etc.

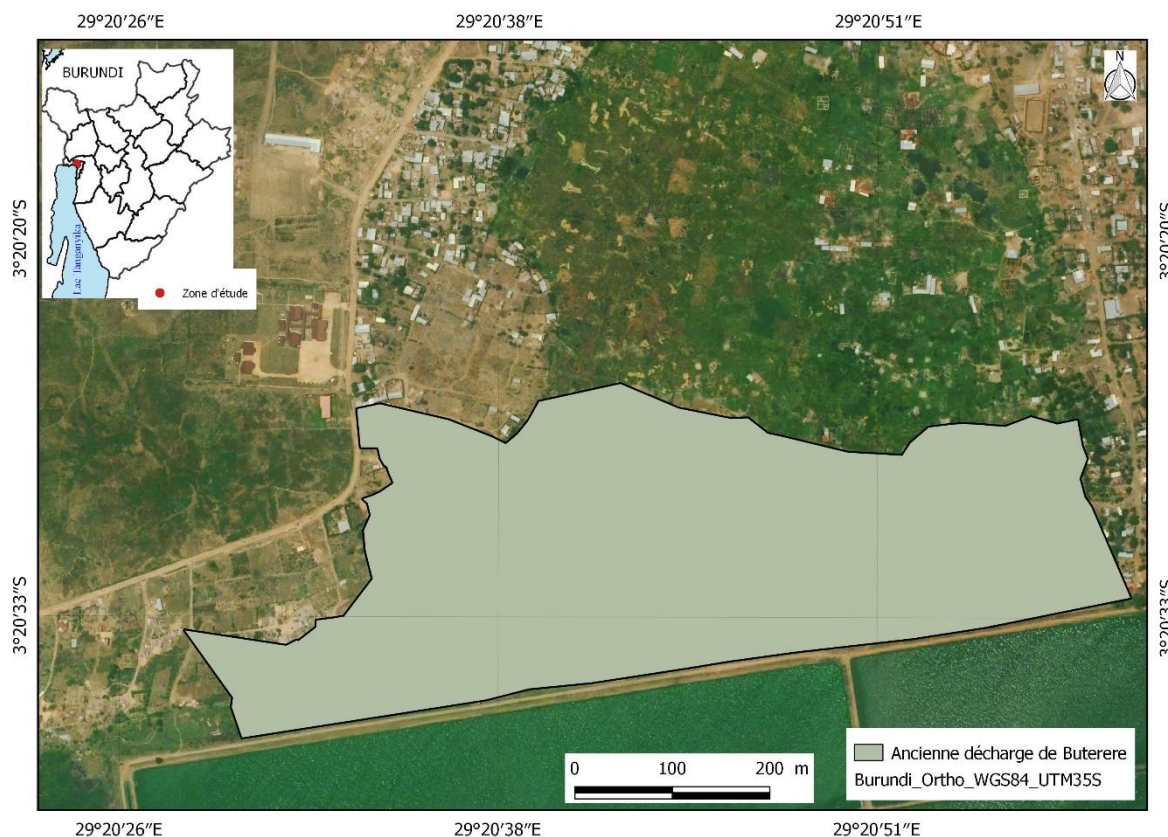


Figure I.1 : Site de décharge de Buterere -Bujumbura



Figure I.2 : Le site de Buterere : évolution temporelle (2010 et 2019)

Ces déchets ont été déposés sans précautions sur un sol entièrement vide, non aménagé techniquement selon les règles et de surcroît, non contrôlé. Le site a été fermé après 25 années d’usage et a été interdit au profit de l’ouverture de la décharge non contrôlée de MUBONE également à ciel ouvert, au Nord de Bujumbura, la capitale du Burundi. Depuis la fermeture, le site de Buterere n’a pas été isolé et la biodiversité y a eu accès.

Progressivement, cet espace visiblement « libre au milieu de la ville » a attisé les convoitises et les gens n'ont pas tardé à sa mise en valeur (Figure I.2). Le gouvernement a même viabilisé une partie de cet espace et y a attribué des parcelles. Ainsi des maisons en matériaux durables continuent à se construire. Actuellement, ce site abrite une population qui va croissant et qui, à terme, court un risque sanitaire qui doit être évalué.

Il va sans dire que le site n'a jamais été sujet d'étude d'impact environnemental, ni avant ni après son exploitation. Depuis sa fermeture, cette ancienne décharge à ciel ouvert a subi des transformations physicochimiques jusqu'alors non évaluées, dans la mesure où certaines strates sont en phase anaérobie, d'autres en phase aérobie et d'autres enfin sont en phases mixtes de dégradation. De plus, en observant par endroit, sa composition semble altérée : les matières fermentescibles se sont transformées partiellement en compost, tandis que les non fermentescibles dont les sachets plastiques persistent encore.

En plus, quelques parcelles de ce site de Buterere ont été aménagées pour usage agropastorale. Des cultures vivrières (riz, maïs, haricots, légumes) y sont récoltées. Malheureusement l'état visuel de certaines cultures trouvées sur terrain était médiocre, ce qui laisse prévoir des facteurs agronomiques négatifs du terrain. Ainsi, nous doutons de la qualité alimentaire des récoltes de ce site. Cette situation sur ledit site présente probablement des risques potentiels pour la santé de la biodiversité en général, et de l'homme en particulier, jusqu'à ce jour non évalués.

Des investigations déjà menées ne concernent que la caractérisation, la quantification et les perspectives de gestion des déchets que reçoivent de pareils sites (Mizero, et al., 2015).

Ainsi, peut-on se poser les questions suivantes :

- Quel est l'état d'évolution de la décharge de BUTERERE qui date de 35 ans ?
- N'y aurait-il pas de polluants potentiels présents dans le sol, l'eau de surface et dans la nappe phréatique ?
- En cas de pollutions éventuelles des terrains avoisinants, notamment par les métaux lourds, les cultures ne risquent-elles pas de bioaccumuler ces polluants et de les transférer dans la chaîne alimentaire, ce qui constitue un risque majeur pour l'homme ?
- Quels risques sanitaires courent les personnes qui installent des logements d'habitation sur le site ?

- Quelles seraient les perspectives de remédiation adéquates de ce site à court, moyen et long terme ?

Dans le but de trouver des réponses à ces questions, nous inscrivons le présent travail dans le cadre de l'évaluation du niveau de risque environnemental encouru par une population qui s'approprie le terrain du dépotoir à ciel ouvert. Ceci semble d'ailleurs être une constante dans les PED. De plus, il est donc impérieux d'explorer les perspectives de remédiation.

Pour y parvenir, on procédera à la mesure des paramètres environnementaux dans la décharge pour le sol, les plantes couvrant le sol et l'eau souterraine de ce site.

I.3. Objectifs de la recherche

I.3.1. Objectif général

L'objectif général consiste à évaluer l'impact environnemental et sanitaire d'une décharge à ciel ouvert colonisée par un habitat spontané.

I.3.2. Objectifs spécifiques :

Pour atteindre l'objectif général, des objectifs spécifiques nécessitent d'être explorés. Les activités de collecte de données sont organisées sur la zone d'étude. Ces activités combinent la recherche documentaire, l'enquête par questionnaire, l'échantillonnage, l'expérimentation, le recueil de résultats et leur discussion. Les objectifs spécifiques peuvent être regroupés en trois étapes successives que nous présentons ci-après :

- i. Caractériser le site de Buterere par des dosages afin d'évaluer le degré de pollution en métaux lourds des sols, des plantes, des eaux souterraines et des lixiviats ;
- ii. Evaluer, sur base des teneurs obtenues en métaux lourds, les risques sanitaires associés à l'exposition à ce site ;
- iii. Enfin formuler des perspectives de remédiation basées sur des données obtenues par l'expérimentation, enquête de terrain et par la consultation de la littérature spécialisée.

I.4. Approche méthodologique

Dans l'exploration du présent sujet de recherche, nous nous proposons de caractériser le site de Buterere par des dosages, comme le montre la figure I.3 :

- Dans les échantillons solides, nous procédons à la détermination des teneurs en métaux lourds ; ces échantillons sont entre autres :

- ✓ Les sols servant de support de cultures et de parcelles d'habitation font l'objet d'une quantification des teneurs en métaux lourds, ce qui permet de dégager l'impact environnemental du site sur le volet de la pollution métallique ;
- ✓ Les légumes-feuilles servant d'alimentation quotidienne des populations installées sur la zone d'étude nous permettent de caractériser l'effet bioaccumulateur des espèces analysées, d'une part ; et les risques sanitaires encourus par la population exposée, d'autre part ;
- Dans les échantillons liquides (eaux souterraines et lixiviats) :
 - Les eaux souterraines émergeant des puits creusés sur le site et quotidiennement utilisées pour les besoins ménagers sont analysées afin de déterminer leur teneur en métaux lourds également.
 - De plus, on évalue les teneurs en ions habituels tels que NH_4^+ , NO_3^- ; NO_2^- ; SO_4^{2-} ; etc;
 - La demande biochimique en oxygène (DBO_5) et la demande chimique en oxygène (DCO) des eaux de puits et lixiviats sont également évaluées ;
- Sur base des résultats expérimentaux recueillis lors de la détermination des teneurs en métaux lourds dans les différents échantillons, nous procédons à la comparaison de ces teneurs aux valeurs guides (OMS, MEF, UE) afin d'en déduire l'impact environnemental de l'ancienne décharge de Buterere ;
- La détermination des indices de risques nous amène à estimer les risques sanitaires chroniques non cancérigènes et cancérigènes sur base des modèles classiques (Health Risk assessment-US EPA). Ce dernier point est parallèlement complété par les données issues d'une enquête menée sur terrain à l'aide d'un questionnaire (Annexe IV).

Enfin des perspectives de remédiations à court, moyen et long terme seront formulées en nous appuyant sur :

- La quantification du méthane et dioxyde de carbone dans le biogaz des décharges ; ce dosage permet d'estimer la contribution du biogaz de ces sites au réchauffement climatique d'une part, et d'autre part d'évaluer la possibilité

d'une valorisation énergétique du biogaz du site qui pourrait être utilisé par la population locale ;

- L'enquête sur la faisabilité du tri des déchets dans la ville de Bujumbura et les défis qui s'y rapportent : en effet l'obtention des déchets triés constituerait un atout, en ce sens que les différentes fractions homogènes peuvent être valorisées par la production de compost et la fabrication des briquettes combustibles, etc.
- Les essais de phytostabilisation seront explorés afin d'évaluer la capacité de l'espèce utilisée (*Panicum Maximum*) à empêcher la dispersion tant souterraine qu'atmosphérique sous l'effet des différentes formes d'érosion (pluie ou vent).

Sur le plan instrumental nous avons utilisé de l'appareillage technique disponible au laboratoire de Chimie et d'Analyses Environnementales (LCAE) mis sur pied grâce au projet PIC-BURASSAIN à l'Université du Burundi. En plus, nous avons bénéficié du programme de mobilités grâce à l'appui financier de l'Académie de Recherche pour l'Enseignement Supérieur (ARES). Ce programme nous a permis d'être accueilli au laboratoire du service 4MAT de l'Université Libre de Bruxelles où nous avons eu accès à l'équipement spécialisé de ce service.

Parmi les techniques utilisées, nous citerons :

- ✓ La thermogravimétrie, et l'évaluation de la perte pour la caractérisation physicochimique des sols ;
- ✓ La spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) et la Spectrométrie à Emission Optique couplée à l'ICP (ICP-OES) pour le dosage des métaux lourds (voie humide) ;
- ✓ La fluorescence de rayons X (FRX) et la diffraction des rayons X (DRX) pour le dosage des métaux lourds (voie sèche) ;
- ✓ La DCO et la DBO sur les eaux de puits et les lixiviats ;
- ✓ L'Analyseur de gaz GA2000 utilisé pour la quantification des émissions gazeuses (LFG) dont le méthane, dioxyde de carbone, H₂S, émis par les déchets résiduels ;
- ✓ Le questionnaire d'enquête pour la collecte d'informations sur les maladies fréquentes dans la zone d'étude, et sur la faisabilité du tri des DSM dans la ville de Bujumbura : contraintes et perspectives.

I.5. Intérêt, délimitation et articulation de la thèse

I.5.1. Intérêt du sujet

A l'issue de la présente thèse, nous serons en mesure d'informer les pouvoirs publics sur les dangers que court la population habitant sur et autour des décharges sauvages ; ainsi, nous espérons orienter, sur base des résultats scientifiques, une politique visant une prévention et une remédiation adéquates pour le site de Buterere et ceux qui lui ressemblent. Sur base des résultats de la présente étude, les décideurs informeront la population sur les bonnes pratiques de gestion durable de déchets, entre autres le tri et le recyclage des DSM.

Etant donné qu'il n'y a pas d'études antérieures sur l'impact environnemental des DSM dudit site, la présente thèse contribuera à enrichir les données environnementales sur le Burundi en matière d'impacts des DSM sur le sol, la biodiversité, l'air, et l'eau.

Enfin, la présente thèse étant menée dans la ville de Bujumbura, la capitale économique du Burundi localisée géographiquement dans la région des Grands Lacs, elle contribuera à étoffer la littérature scientifique sur la gestion durable des DSM et les sites pollués au plan tant régional qu'international.

I.5.2. Délimitation et articulation de la thèse

Compte tenu des moyens techniques limités et le temps imparti pour la mise en œuvre de la présente thèse, nous nous limitons à la caractérisation de la pollution métallique et quelques ions couramment apparentés, l'évaluation des risques y associés et les voies de remédiations envisageables. Les autres polluants potentiels non abordés dans la présente étude (comme H₂S, CO, PCB, POP, , perchlorate, dioxines, ...) pourraient faire l'objet d'investigations ultérieures. Ainsi, le présent travail s'articule sur sept grandes parties principales qui sont présentées sous formes de chapitres dont la succession est la suivante :

- Le premier chapitre présente la problématique développée dans la thèse, les objectifs et la méthodologie ;
- Le deuxième chapitre présente la revue bibliographique du sujet sous étude ; dans ce chapitre, nous passons en revue des concepts et terminologies se rapportant à la pollution issue des déchets solides municipaux et leurs impacts tant environnementaux que sanitaires ; le cas échéant est celui des métaux lourds qui constitue le point central de la présente thèse ;

- Le troisième chapitre présente la caractérisation physicochimique des sols et plus spécifiquement leur teneur en métaux lourds détectés dans cette ancienne décharge ;
- Le quatrième chapitre présente la détermination de la teneur en métaux lourds dans les légumes feuilles du site de Buterere ;
- Le cinquième chapitre présente la caractérisation des liquides (eaux souterraines et lixiviats) du site de Buterere ;
- Le sixième chapitre est réservé à l'évaluation du risque écotoxicologique et sanitaire encouru par les habitants à proximité de cette ancienne décharge, sur base des teneurs en métaux lourds des sols, légumes et eaux de puits pour le ledit site.
- Le septième chapitre passe en revue de quelques voies de remédiation envisageables pour une gestion durable des déchets solides municipaux dans les pays en développement. Dans cette section, nous présenterons :
 - ✓ La promotion du tri des DSM ainsi que la valorisation des fractions triées dont :
 - ✚ Recyclage et réutilisation ;
 - ✚ Compostage et amendement des sols ;
 - ✚ Fabrication des briquettes combustibles ;
 - ✓ La quantification du méthane et du dioxyde de carbone issus du dégagement de biogaz sur une décharge de DSM. En procédant à la comparaison des sites de Buterere (décharge fermée) et Mubone (décharge en exploitation), nous explorons à la fois l'impact environnemental d'une décharge de DSM, et la perspective d'exploitation énergétique du biogaz qui s'y dégage ;
 - ✓ L'essai de phytostabilisation des métaux lourds dans un sol contaminé : cas du nickel ;
- Le huitième chapitre présentera enfin la conclusion générale et les recommandations.

Thème de recherche : Evolution d'une ancienne décharge à ciel ouvert : Caractérisation et quantification de la contamination en métaux lourds, évaluation du risque environnemental et perspectives de remédiation (cas de l'ancienne décharge de Buterere)

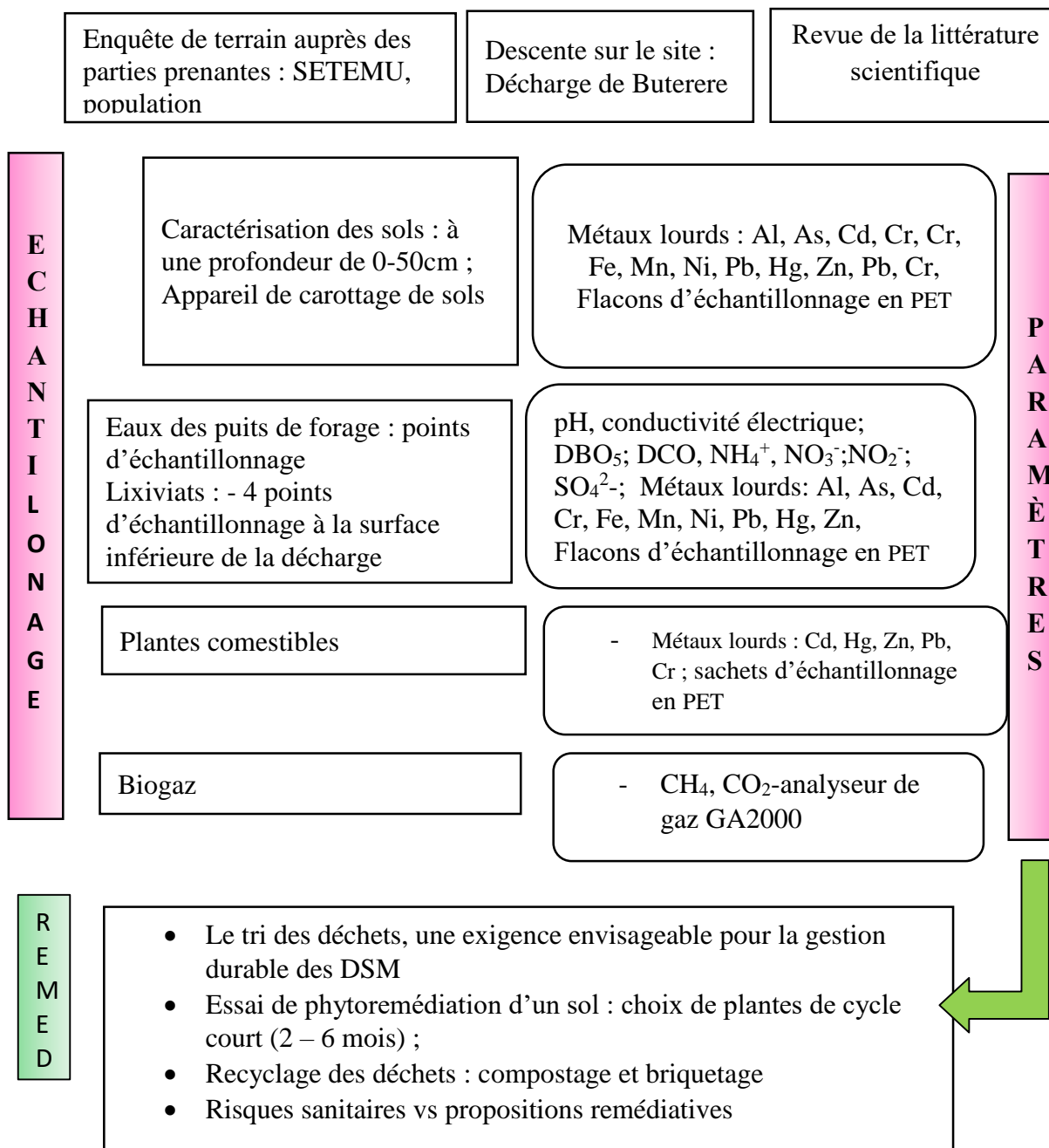


Figure I.3 : Schéma méthodologique de recherche

CHAPITRE II. REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

II.1. Quelques concepts et terminologie relative aux déchets

Qu'est-ce qu'un déchet ? Au sens du code de l'environnement, forme déchet « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon (article L.541.1) (Corteel et Lay, 2013).

Les objectifs définis dans les lois sur les déchets font référence à des termes précis et évolutifs qu'il importe de rappeler (Bozec et al., 2012) :

- a. Les déchets dangereux** : ce sont tous les déchets qui présentent une ou plusieurs des propriétés de dangers énumérés dans l'annexe I de l'article R541-8 du code de l'environnement en France. Nous pouvons citer :
- Les déchets dangereux d'amiantes à l'exception des déchets d'amiantes liés à des matériaux inertes et des déchets de terres amiantifères ;
 - Les déchets de soins et assimilés à risques infectieux ;
 - Les substances chimiques non identifiées et/ou nouvelles qui proviennent d'activités de recherche ou d'enseignement et dont les effets sur l'homme et/ou sur l'environnement ne sont pas connus (par exemples, déchets de laboratoires, etc.) ;
 - Déchets des matières radioactives c'est-à-dire toute substance qui contient un plusieurs radionucléides dont l'activité ou la concentration ne peut être négligée du point de vue de la radioprotection ;
 - Déchets contenant plus de 50mg/kg de pentachlorophényle (PCP) ;
 - Déchets d'emballage au sens de l'article R.543-43 du code de l'environnement (Décret n°2011-828 du 11 juillet 2011 - art. 20) ;
 - Déchets qui, dans les conditions de mises en décharge, sont explosibles, corrosifs, comburants, facilement inflammables ou inflammables ;
 - Déchets dangereux des ménages collectés séparément ;
 - Déchets liquides (tout déchet sous forme liquide, notamment les eaux usées, mais à l'exclusion des boues) dont la siccité est inférieure à 30% ;
 - Déchets de pneumatiques.
- b. Les déchets non dangereux** : ce sont tous les déchets ne présentent aucune des propriétés qui rendent un déchet dangereux ;

- c. Déchet inerte** : tout déchet qui ne subit aucune modification physique, chimique ou biologique importante, qui ne se décompose pas, ne brûle pas, ne produit aucune réaction physique ou chimique, n'est pas biodégradable et ne détériore pas les matières avec lesquelles il entre en contact d'une manière susceptible d'entraîner des atteintes à l'environnement ou à la santé humaine.
- d. Déchet ménager** : tout déchet, dangereux ou non, dont le producteur est un ménage
- e. Déchet d'activités économiques** : tout déchet, dangereux ou non, dont le producteur initial n'est pas un ménage. Les activités économiques regroupent l'ensemble des secteurs de production (industrie, agriculture et construction).

f. Les déchets ménagers et assimilés (DMA)

Ce sont les déchets issus de l'activité des ménages et les déchets des activités des entreprises (commerce, artisanat, industrie, services) qui sont collectés dans les mêmes conditions. Ils comprennent :

- Les ordures ménagères et les déchets assimilés ;
- Les encombrants collectés ;
- Les déchets verts collectés.

g. Les ordures ménagères et assimilés (OMA)

Ce concept a été introduit dans la loi française de Grenelle 1 de 2009. Les ordures ménagères et assimilées proviennent des ménages et des commerces, des entreprises ou des artisans desservis dans les mêmes conditions par le service public de collecte. En sont exclus les déchets recueillis en déchèteries et les déchets verts et encombrants collectés.

Les OMA sont les déchets issus :

- Des collectes des ordures ménagères résiduelles ;
- Des collectes séparées des emballages (plastiques, cartons, acier, aluminium, verre) et des papiers-journaux-revues-magazines ;
- Des collectes de biodéchets alimentaires (hors de jardins).

- h. Biodéchet** : tout déchet non dangereux biodégradable de jardin ou de parc, tout déchet non dangereux alimentaire ou de cuisine issu notamment des ménages, des restaurants, des traiteurs ou des magasins de vente au détail, ainsi que tout déchet comparable provenant des établissements de production ou de transformation de denrées alimentaires.

D'après Alain Corbin, Professeur émérite à l'université Paris 1, le déchet organique végétal, animal ou humain figure l'ordure par excellence, tout simplement parce qu'il traduit l'angoisse de la mort, celle qui suscitent la vue et le contact de la décomposition. Il renvoie à l'expérience du corps, à l'excrétion, à la souillure. L'hygiène antique attachait l'importance à cette ordure, elle avait fait des *excreta* à côté des *percepta* et des *ingesta* - un objet essentiel de sa réflexion. Dans le même temps s'imposait déjà la nécessité de réguler, de surveiller cette fonction physiologique à l'échelle de la collectivité (Corteel et Lay, 2013).

- i. Déchets solides municipaux (DSM) : ils comprennent les ordures ménagères et assimilés, des déchets ménagers spéciaux, de déchets de voiries, de marchés et places publiques, de déchets verts, de déchets agricoles de déchets de bois et de déchets industriels banals (Pesqueux, 2016). Ils peuvent être classés entre les déchets putrescibles (déchets alimentaires, restes, déchets de jardin), papiers, cartons, verre, plastiques, textiles, bois et métaux, ferraille, morceaux de cuivres, débris d'aluminium, etc.

II.2. Termes souvent apparentés au concept de « déchets »

- L'environnement, « c'est tout ce qui n'est pas moi » ; ainsi, les facteurs environnementaux à l'origine des maladies sont tous ceux qui ne sont pas génétiques.
- Environnement et santé (ou santé environnementale – environmental Health) est la branche de la santé publique qui s'intéresse à tous les aspects de l'environnement naturel ou construit qui peuvent affecter la santé humaine (<https://cutt.ly/syo54KM>).
- La santé environnementale (Environmental Health) comprend « les aspects de la santé humaine, y compris la qualité de la vie, qui sont déterminés par les facteurs physiques, biologiques, sociaux et psychosociaux de notre environnement. Elle fait aussi référence à la théorie et à la pratique d'évaluation, de modification, de contrôle et de prévention des facteurs de l'environnement susceptibles d'avoir un effet nocif sur la santé des générations présentes et futures » (OMS, 1993)
- Pollution ou nuisance, on entend une molécule ou substance induisant *par elle-même* ou *dans certaines circonstances particulières* des gênes ou des destructions, et selon des modalités diverses (Arnsperger & Bourg, 2016) ;
- Polluer : souiller, rendre malsain ou impropre à la vie
- Dépotoir ou décharge : lieu où l'on dépose des ordures, des déchets (ex : décharge publique) . En France, il existe trois types de décharges (<https://urlz.fr/fFZO>) :

- Les décharges de classe 1 accueillent principalement les "déchets industriels spéciaux", présentant un caractère dangereux reconnu pour le milieu naturel ou les êtres vivants ;
- Les décharges de classe 2 accueillent les déchets ménagers et assimilés (DMA), ainsi que les déchets industriels banals (DIB). Elles sont également appelées Installation de Stockage de Déchets non Dangereux (ISDND) et Centre de Stockage de Déchets Ultimes (CSDU) ;
- Les décharges de classe 3 accueillent principalement des déchets du bâtiment et des travaux publics (terres, gravats, déchets de démolition, etc).

Il faut noter que dans les pays en développement (dont le Burundi), les décharges accueillent les déchets de tout venant, dont les DSM ainsi que les déchets industriels résiduels, ce qui constitue un défi environnemental lié à leur dégradation physicochimique.

- Recycler : Processus qui consiste à transformer des déchets pour en faire de nouveaux objets. Il permet de réduire la quantité de déchets et ainsi de réduire la pollution. Le tri sélectif facilite le recyclage des déchets ;
- Composter : Action de recycler des déchets biodégradables (ordures ménagères organiques, déchets verts, etc.) dans le but d'obtenir une matière (engrais, humus ou compost) permettant de fertiliser les sols ;
- Biodégradable : Un produit est dit biodégradable si après usage, il peut être décomposé (digéré) naturellement par des organismes vivants. Matière organique : Matière produite par les êtres vivants et qui la constitue (<https://urlz.fr/fFZe>).

II.3. Historique des déchets urbains et de la pollution

L'histoire des déchets est indissociable de celle des mots qui ont servi et servent à les désigner (Bozec et al., 2012). Un rapide tour d'horizon montre en effet que le vocabulaire de ce que nous qualifions aujourd'hui déchets appartient à groupes (Bozec et al., 2012):

- Certains termes sont associés au thème de la perte, d'inutilité ; ce sont des mots « déchet » en français qui vient du verbe choir (tomber), refuse en anglais mais aussi garbage qui désigne d'abord les abats d'animaux- ou encore *waste* qui est formé sur l'ancien français *vastum* signifiant vide, désolé, et a d'abord désigné une région désolée ruinée ou à l'abandon, puis une dépense inutile, *rifiuti* en italien, *residuo* en espagnol, *abfall* en allemand.

- D'autres termes mettent l'accent sur le caractère sale ou repoussant des matières concernées. Les mots « *immondice* » en français « *immondizia* » en italien, sont formés sur le latin « *mundus* » qui signifie propre, le nom « ordure » vient du mot latin *horridus*, horrible.
- Enfin des termes qualifient les matières qui constituent le déchet. Ce sont les « boues » françaises, le *Müll* et le *Schmultz* allemands, le *rubbish* anglais qui dériverait de rubble (gravats).

La question des déchets a en effet longtemps été initialement liée à –voire confondue avec – celles de la salubrité et du nettoyage de l'espace urbain d'une part, de la gestion des excréta de citadins (urines et excréments) d'autres part (Bozec et al., 2012). La situation telle qu'on la connaît aujourd'hui dans les pays développés et notamment en Europe est largement tributaire de cette histoire, et en particulier de la façon dont ce qui ne s'appelait pas encore déchet a été perçu, géré, transformé depuis la première révolution industrielle. La période allant de 1770 à 1860 a été marquée par une croissance de la valeur des *excreta*, en particulier urbains compte tenu de leur usage agricole et industriel. Ensuite, les années 1870-1960 ont été caractérisés par la naissance des déchets en tant que catégories de rebut et matières sujettes à l'abandon. Cette histoire a vocation à être internationale ; elle est néanmoins centrée sur l'Europe (avec un accent sur la France) et l'Amérique du Nord (Bozec et al., 2012).

La pollution, quant à elle, même si elle ne dit pas encore son nom, elle existe depuis fort longtemps, dès l'antiquité même si les prestigieuses civilisations du passé égyptien, assyrien, gréco-romain ont légué de solides chaussées dallées bombées pour faciliter l'écoulement des eaux (Leguay, 1999). Les enquêtes menées dans plusieurs villes du Royaume de France à la fin du Moyen Age souligne les origines complexes des « *inflections* », des « *immundices nuisables* » à corps humains », des eaux noires qui souillent et saturent les chaussées et polluent l'atmosphère et le sous-sol, détériorent la qualité de l'eau nécessaire aux usages domestiques (Leguay, 1999).

II.4. La pollution, enjeu majeur pour l'environnement

L'air que nous respirons, l'eau que nous buvons et dans laquelle nous nous baignons, le sol dans lequel nos cultures poussent, bref l'environnement dans lequel les populations d'animaux et de plantes prospèrent est souvent contaminé à des degrés différents par une variété de produits chimiques synthétiques, comme de métaux lourds et / ou radionucléides (Ibanez et al., 2010).

II.4.1. Pollution atmosphérique

L'OMS estime que plus de six millions de décès sont dus chaque année à deux pollutions combinées, la pollution de l'air intérieur et la pollution de l'air ambiant (OMS, 2018). La pollution de l'air joue un rôle fondamental dans la propagation de maladies non transmissibles ; un quart à un tiers de la charge de morbidité liée aux accidents vasculaires cérébraux, aux infarctus, au cancer du poumon et à la bronchopneumopathie chronique obstructive lui est imputable, de même que plus de la moitié des décès des suites de pneumonie chez l'enfant. Ainsi, la pollution de l'air fait partie des trois principaux facteurs de risque de morbidité et de mortalité ; dans certaines régions, il s'agit même du premier facteur de risque (OMS, 2018).

La pollution atmosphérique peut être de deux sources :

- *Naturelle* : les phénomènes comme l'érosion et les dégradations anaérobie et aérobie peuvent générer des dégagements gazeux comme CO₂, CH₄, H₂S, NO_x et O₃ pouvant influencer anormalement les teneurs naturelles (Ibanez et al., 2010). En plus, des composés organiques volatils, autres que le méthane, peuvent être libérés naturellement comme l'éthylène, le propylène, le dichlorure d'éthylène, etc.
- *Anthropogénique* : il s'agit des polluants issus de l'usage courant des produits synthétiques. La dangerosité de ces polluants a commencé à être dramatique depuis la 2^e guerre mondiale (Ibanez et al., 2010). La fumée, les cendres, le dioxyde de soufre et les autres produits de la simple combustion sont depuis longtemps reconnus comme une nuisance, et une nuisance coûteuse (Halliday, 1961). La pollution atmosphérique est généralement causée par l'émission de polluants spécifiques, tels que le SO₂ des fonderies, le HCl et le NO₂ de l'industrie chimique, le HF des usines d'aluminium, des usines d'engrais et de certaines fonderies, le H₂S, les fumées d'arsenic, de plomb et de zinc de certains procédés métallurgiques (Halliday, 1961). A ceci il faut ajouter les gaz issus de nombreuses décharges de déchets solides municipaux dont les impacts environnementaux ne peuvent pas être ignorés à travers le monde. Par exemple, le méthane généré par la dégradation des déchets organiques, est un gaz à effet de serre, et, en raison de son inflammabilité, peut être un danger pour les habitants locaux (Mou et al., 2014).

II.4.2. Pollution du sol

Il existe plusieurs substances qui peuvent polluer le sol, en partant des simples ions inorganiques aux molécules organiques complexes et on peut les classer en deux groupes majeurs de polluants : inorganiques et organiques (Duarte et al., 2017).

Les contaminants inorganiques comprennent les métaux (Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn), de métalloïdes (ex :As, B, et Sb), non métaux (ex : Se), actinides (ex U)et halogènes comme l'I et le F (Cachada, et al., 2018). Quelques- uns de ces éléments sont essentiels pour la vie et sont considérés comme micronutriments (bénéfiques en petites quantités, mais toxiques au-delà des valeurs de référence, à l'exemple du B, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo et Zn. D'autres éléments sont considérés comme toxiques (pour toutes les concentrations comme pour le Hg, As, Tl) (Hooda, 2010). Certains métaux lourds ont souvent la tendance de former des composés organométalliques qui sont lipophiles et hautement toxiques comme le méthyl-mercure et Oxyde de tributylétain (Duarte et al., 2017).

En outre, un sol fertile convenable aux cultures doit contenir, sous forme de traces, le Fe, le Mn, Zn, B, Mo et le Cl nécessaires à la croissance des plantes. Les besoins des plantes en ces micronutriments sont de petites quantités, mais souvent, des teneurs anormales sont présentes dans les sols. Les déficiences peuvent résulter des teneurs trop faibles en ces micronutriments. La contamination peut aussi être liée au fait que ces micronutriments sont sous forme insoluble (McBride, 1994). Aussi, plusieurs éléments métalliques et même les microéléments ci-hauts cités peuvent être très concentrés dans le sol, et sont toxiques aux plantes et aux microorganismes. Parmi eux, les plus toxiques sont : Hg, Pb, Cu, Cd, Ni et le Co. Les 3 premiers sont particulièrement toxiques aux animaux supérieurs, tandis que les 3 derniers sont plus toxiques aux plantes, d'où ils sont nommés « phytotoxiques ». En tenant compte de nuisances potentielles pour la santé humaine, une liste étendue de "métaux prioritaires" a été établie et comprend actuellement : As, Hg, Be, Ni, Sb, Se, Cd, Ag, Cr, Tl, Cu, Zn et Pb (McBride, 1994). Les principales sources de polluants anthropogéniques sont étroitement liées à l'activité humaine (Ibanez et al., 2010) et sont entre autre :

- Procédés industriels ;
- Pratiques agricoles ;
- Activités se faisant avec consommation d'énergie, généralement le transport et la combustion ;
- Exploitation des ressources minières ;
- Déchets urbains.

Ce dernier point constitue le noyau central du présent projet : l'analyse du devenir des DSM en stockage et impacts environnementaux.

II.4.3. Pollution des eaux de surface et souterraines

Les problèmes de qualité de l'eau sont un défi majeur auquel l'humanité est confrontée au 21^e siècle (Schwarzenbach et al., 2010). En ce qui concerne la santé humaine, l'impact le plus direct et le plus grave est le manque d'assainissement amélioré, et en relation avec celui-ci, le manque d'eau potable, qui touche actuellement plus d'un tiers des personnes dans le monde (Schwarzenbach et al., 2010). L'eau potable est prélevée à partir de trois sources principales : les rivières et les réservoirs des basses terres, les réservoirs des hautes terres et les eaux souterraines. La plupart des eaux de surface contiennent des matières organiques naturelles sous forme d'acides humiques complexes. Pourtant, toutes les eaux (souterraines ou de surface) contiennent des substances inorganiques dissoutes à partir des minéraux à travers lesquels l'eau s'infiltre, des particules d'argile et de sable apportées par le bassin versant, les berges et les sédiments de fond environnants (Jones et al., 2015).

Des contaminants chimiques souvent présents dans l'eau sont classés en deux catégories : inorganique et organes. Parmi les contaminants inorganiques, il s'agit ions tels NO_3^- ; NO_2^- , SO_4^- , CO_3^{2-} , F^- , Cl^- , Ca^{2+} ; Mg^{2+} ; Cu^{2+} , B^{3+} ; Fe^{2+} ; Fe^{3+} ; Al^{3+} ; Mn^{2+} ; Ni^{2+} ; Pb^{2+} ; Zn^{2+} ; etc. Les contaminants organiques de l'eau peuvent être des désinfectants, pesticides, perturbateurs endocriniens (comme l'oxyde de tributylétain), les hydrocarbures aromatiques polycycliques, tri et tétrachloréthane, produits émergents pharmaceutiques, et autres (Jones et al., 2015).

II.5. Décharge de déchets solides municipaux

La mise en décharge des déchets solides non triés, sans aucun traitement préalable et sans aucune protection des sous-sols des sites de décharges, constitue un facteur de risque de contamination des sols et des eaux de la nappe phréatique (Nhari et al., 2014). Des études antérieures ont prouvé que les lixiviats sortant des décharges de DSM constituent une source potentielle des polluants, substances dangereuses pour l'environnement (Li et al., 2012; Melnyk et al., 2014).

L'évaluation de l'utilisation potentielle des déchets solides municipaux provenant d'une décharge sauvage de Beijing a montré la présence de certains métaux lourds dans le sol de ladite décharge (Rong et al., 2017a). D'après la même étude, les concentrations de nutriments étaient beaucoup plus élevées, dépassant les limites réglementaires en vigueur en Chine (Rong et al.,

2017a). Les expériences ont montré que cela peut entraîner un impact écotoxicologique sur la croissance des plantes (Rong et al., 2017a).

Pourtant, cette étude (Rong et al., 2017a) ne détermine pas les caractéristiques physicochimiques de la décharge comme la teneur en métaux lourds des lixiviats, l'impact sur les plantes cultivées sur un sol ayant servi de lit de décharge. De plus, les polluants potentiels (métaux lourds et nutriments) peuvent s'infiltrer dans l'eau de surface ou dans les eaux souterraines, ce qui n'a pas fait l'objet de ladite étude. Un autre point non touché dans cette étude concerne l'exploration des composés gazeux toxiques (CH₄, H₂S, NO_x, O₃...) générés par la décharge fermée qui y persisteraient. Ces gaz ne seraient-ils pas en teneurs trop élevées ? Dans cette même optique, la recherche sur le méthane qui peut être dégagé par une décharge en cours d'exploitation a montré une teneur moyenne de 5,4 à 9,1 kg de CH₄ / tonne de déchets humides (Mou et al., 2014). Pourtant cette teneur reste inconnue pour une décharge qui ne reçoit plus de déchets frais.

Le travail de Zakhem et al. (2016) a été mené dans le cadre d'investigation sur l'évolution temporelle (1987-2015) de la décharge de Naameh au Liban et son effet sur la végétation environnante en utilisant la méthode de MSI (Multi-spectral Spaceborne Imagery). Il s'agit d'une analyse des images historiques obtenue à l'aide de l'imagerie spatiale de ladite décharge par des satellites. Les résultats ont prouvé une diminution progressive de la végétation environnant la décharge. Par contre, les auteurs ne précisent pas les caractéristiques physicochimiques de ladite décharge, mais proposent que leurs résultats soient le départ des autres études pour une gestion durable du site.

Il a été aussi confirmé qu'il existe une relation causale entre les déchets dangereux et les pathologies dont la plupart sont limitées aux : cancers du foie, de la vessie, du sein et des testicules, le lymphome non hodgkinien, l'asthme, les anomalies congénitales globales et les anomalies du tube neural, les systèmes urogénital, conjonctif et musculo-squelettique, le faible poids à la naissance et naissance prématurée ; les données probantes ont été perçues comme inadéquates pour les autres résultats pour la santé (Fazzo et al., 2017). En effet, des métaux lourds sont souvent confirmés comme cause de ces pathologies, entre autres que le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le manganèse (Mn), nickel (Ni), mercure (Hg), arsenic (As), cuivre (Cu), zinc (Zn), aluminium (Al) et cobalt (Co). Ils dérivent des déchets électriques et électroniques et diffèrent dans leur composition chimique, leurs propriétés de réaction, leur distribution, leur métabolisme, leur excrétion et leur transmission (Zeng et al., 2016). L'exposition aux métaux lourds a des effets néfastes sur la santé des enfants, y compris un poids

de naissance plus faible, une distance anogénitale plus faible, des scores d'Apgar inférieurs, poids, fonction pulmonaire plus faible, taux d'anticorps de surface contre l'hépatite B plus bas, prévalence plus élevée de déficit d'attention / trouble d'hyperactivité, et dommages plus élevés à l'ADN et aux chromosomes. Les métaux lourds influencent un nombre de systèmes et d'organes divers, entraînant des effets aigus et chroniques sur la santé des enfants, allant d'une irritation mineure des voies respiratoires supérieures à des problèmes respiratoires chroniques, cardiovasculaires, nerveux, urinaires et les maladies de la reproduction, ainsi que l'aggravation des symptômes et de maladies préexistants (Zeng et al., 2016).

De ce qui précède, pour un site fermé comme celui de BUTERERE, quelques questions peuvent guider notre travail de recherche : Quels types de polluants potentiels rencontre-t-on dans le sol de l'ancienne décharge et à proximité, leurs teneurs et quels impacts environnementaux sur la biodiversité en général et l'homme en particulier ? Quelles méthodes de régénération du site afin de recouvrer un environnement sain ?

Il s'avère alors nécessaire de :

- Mener une recherche pour mesurer le niveau de dégradabilité de la décharge d'une part ;
- D'autre part, détecter et quantifier les polluants potentiels qui peuvent impacter la santé des habitants de cette localité spontanément habitée.

II.6. Nuisances liées à une décharge et la phytoremédiation

Une décharge de DSM émet souvent des gaz, des odeurs et laisse couler son jus appelé lixiviat (Duan et al., 2014). Les études antérieures ont prouvé qu'une décharge peut avoir un impact négatif sur l'environnement, et cela sous plusieurs formes. Les nuisances fréquemment décelées concernent la pollution du sol et de l'atmosphère, la contamination des cultures couvrant les sols ayant abrités la décharge ou à proximités de celle-ci, la pollution des eaux de surface et des eaux souterraines (Duan et al., 2014; Khan et al., 2015).

Toutefois, une décharge ne doit pas nécessairement induire une pollution (Majolagbe et al., 2016), ce qui implique des analyses pour mettre en évidence la pollution éventuelle d'un site donné. Bien que la durée de fonctionnement des décharges soit limitée, leurs impacts n'en demeurent pas moins : les ordures ménagères continuent à vivre après leur enfouissement, créant ainsi d'autres nuisances (Kihal, 2015). L'impact des déchets sur l'environnement augmente de manière significative en raison de l'augmentation de proportion des déchets stockés, en absence de tri et traitement (Kihal, 2015). Les liquides générés par percolation de

l'eau dans le massif de déchets (lixiviats) contiennent de fortes teneurs en polluants (matière organique dissoute, macro-composants inorganiques, éléments traces et composés organiques xénobiotiques) (Christensen et al., 2001). La qualité des lixiviats évolue, entre autres, en fonction du stade d'évolution biologique des déchets avec une diminution de leur charge polluante à mesure du vieillissement des déchets (Renou et al., 2008).

Dans les pays développés (PD), afin de réagir rapidement face à une infiltration de lixiviats, la qualité des eaux souterraines et des eaux de surface aux abords des installations de stockage est soumise à des contrôles fréquents pendant la phase d'exploitation. Ces contrôles se poursuivent également à l'issue de l'exploitation pendant une période de 30 ans jugée suffisante pour permettre une évolution des déchets vers un état stable et par conséquent une production de lixiviats à faible charge polluante (Barlaz et al., 2002; Laner et al., 2012). Cependant, cette durée est remise en question par de nombreuses études qui suggèrent que les déchets peuvent rester actifs pendant des décennies voire des centaines d'années après l'arrêt du dépôt, en particulier dans des conditions d'humidité insuffisante (Bozkurt et al., 2000; Kjeldsen et al., 2002; Taylor et Allen 2006).

Pour un site contaminé (sols, eaux) par les métaux lourds, les hydrocarbures ou les composés radioactifs, les techniques remédiatives les plus efficaces et moins coûteuses qui peuvent être mises en route sont : la phyto remédiation, la phyto extraction, la phyto dégradation et la phyto restauration (Dabouineau et al., 2005) :

- Le terme « phytoremédiation » est formé des mots phyto (du grec *phyton* : qui se rapporte à la plante) et **remedium**, ce qui signifie nettoyage. La phytoremédiation est basée sur l'utilisation de plantes naturelles ou celles génétiquement modifiées, capables d'extraire de l'environnement des substances dangereuses, par exemple les métaux lourds, y compris les radionucléides, les pesticides, les biphényles polychlorés et les hydrocarbures aromatiques polynucléaires, et les transformant en composés métaboliques sans nuisance (Mahar et al., 2016).
- La phyto extraction quant à elle, est une méthode de décontamination des sols pollués par des métaux lourds (cuivre, argent, or, mercure, zinc, cadmium, fer, plomb,...). Cette technique est basée sur la culture des plantes ayant la propriété de tolérance et d'accumulation des métaux lourds. Ces plantes sont capables d'extraire et d'accumuler, grâce à leur physiologie, jusqu'à 1% de leur matière sèche en métaux lourds, ce qui est un taux nettement supérieur à la valeur normale. On recense plus de 400 espèces de plantes hyper accumulatrices de métaux lourds ; il s'agit entre autres : du tournesol, le colza, de l'orge, différents crucifères, l'ortie, etc (Dabouineau et al., 2005).

- Pour les polluants organiques difficilement biodégradables tels que les hydrocarbures, les plantes peuvent être d'un grand secours. La phytodégradation est une méthode de décontamination des sols, consistant en la dégradation de polluants par les plantes cultivées. Une concentration de 7 tonnes par hectare permet une croissance normale de la plante et un rythme de dégradation élevé par les microorganismes se développant dans la rhizosphère (Chaineau et al., 1995).

La phytoremédiation présente de nombreux intérêts d'ordre environnemental et économique. Elle permet d'abord de conserver le paysage agréable, contrairement à d'autres méthodes de dépollution qui le transforment. Par la suite, il est parfois possible de réutiliser les sols en agriculture après leur décontamination. Du point de vue économique, elle est souvent plus avantageuse que les autres méthodes car la phytoextraction entraîne la production de produits secondaires, utilisables et qui sont des sources de rentabilité. Ainsi les métaux qui ont été extraits (via les cendres) peuvent être vendus et réutilisés et l'incinération de la récolte permet la production d'énergie utilisable comme l'électricité ou chauffage (Dabouineau et al., 2005).

II.7. Quelques généralités sur les métaux lourds et leurs effets sur la santé

II.7.1. Définition

D'un point de vue physique, le terme «métaux lourds» désigne les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes, caractérisés par une forte masse volumique supérieure à 5 g/cm³ (Adriano, 2001). 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.

II.7.2. Classification et origine

On regroupe les métaux lourds en deux grands groupes dont :

Les métaux essentiels : 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).

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 de Pb, Hg et Cd. Le terme métaux lourds, «heavy metals» en anglais, 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 & Walker, 1990).

D'un autre côté, la pollution de l'environnement est devenue de nos jours une préoccupation mondiale majeure vue ses effets directs et indirects sur les ressources naturelles en général et la santé de l'Homme en particulier (Abdallaoui, 2014). Les métaux lourds tels que le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), et le chrome (Cr) ne peuvent pas être biodégradés et donc persistent dans l'environnement pendant de longues périodes. De plus, ils sont continuellement rajoutés dans les sols par diverses activités : en agriculture par l'application de boues d'épuration ou par voie de l'industrie métallurgique ou par divers déchets et sous-produits des activités humaines. La contamination croissante de la biosphère par ces métaux lourds constituent un sérieux problème à long terme de nature irréversible (Leygonie, 1993). L'accumulation des métaux lourds dans l'environnement peut se répercuter sur la santé des végétaux, des animaux et des êtres humains (Wang et al., 2003).

Dans l'environnement, les métaux lourds peuvent provenir de deux origines principales :

Origine naturelle : les métaux lourds sont présents naturellement dans les roches, ils sont libérés lors de l'altération de celles-ci pour constituer le fond géochimique. La concentration naturelle de ces métaux lourds dans les sols varie selon la nature de la roche, sa localisation et son âge (Klute, 1986).

Origine anthropogénique : celle-ci constitue la source majeure de contamination en métaux lourds, comme cela est montré à la Figure II.1 (Klute, 1986). Au cours des années 1980, l'apport de métaux lourds au sol dans le monde s'est étendu. On l'estime à 22000 tonnes de cadmium, 939000 t de cuivre, 783000 t de plomb, et 1350000 t de zinc (Klute, 1986). 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, domestiques et la pollution industrielle (tableau II.1 et II.2).

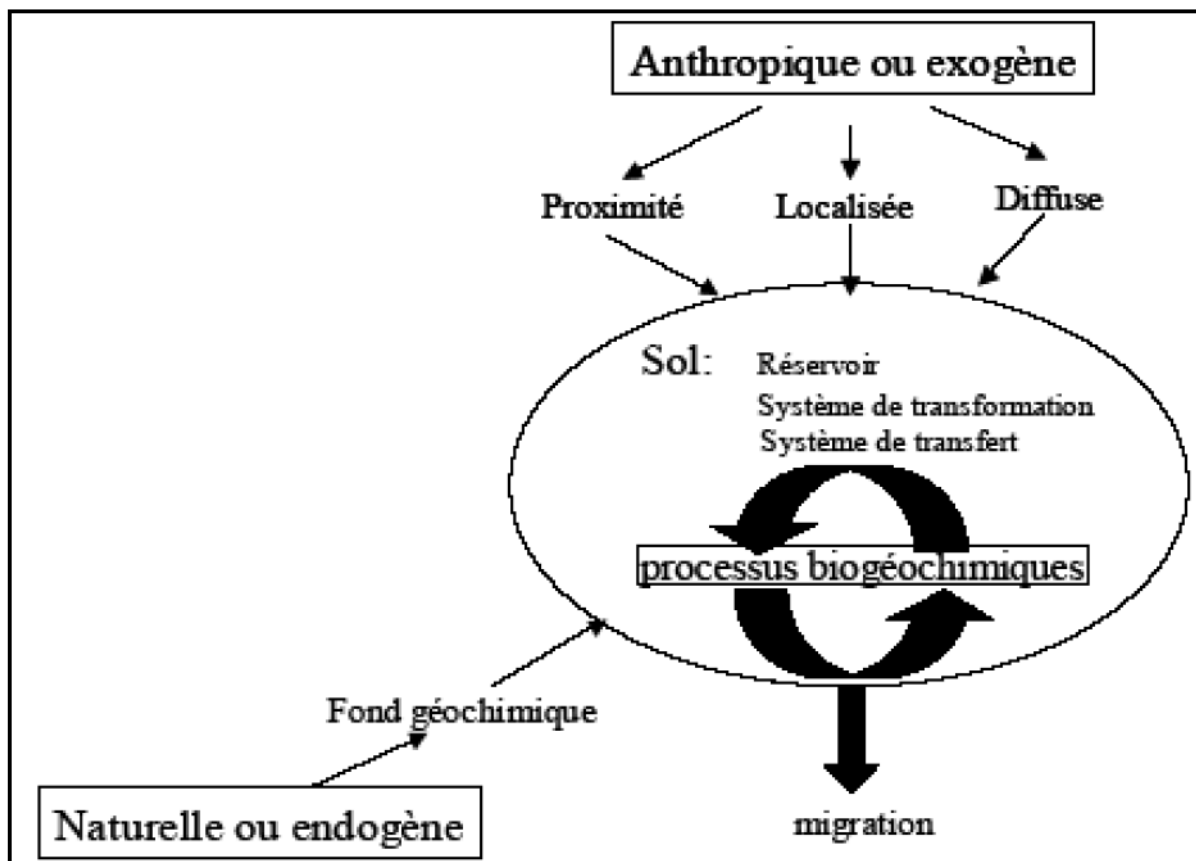


Figure II.1: Sources des métaux lourds dans les sols (Klute, 1986)

Tableau II.1: Contribution des différentes sources à l'apport moyen annuel des terres émergées en métaux lourds (Miquel, 2001)

	Cuivre	Zinc	Cadmium	Plomb
Quantités totales (milliers de tonnes)	216	760	20	382
Déchets agricoles	55%	61%	20%	12%
Déchets urbains	28%	20%	38%	19%
Engrais	1%	1%	2%	1%
Retombées atmosphériques	16%	18%	40%	68%

Tableau II.2: Flux des éléments traces dans l'environnement (tonne/an) (Bich, 2005)

Elément	Flux anthropogénique	Flux naturel
As	150	80
Cd	43	4,5
Cd	7810	810
Cu	9162	375
Pb	3665	180
Hg	17,8	0,9
Ni	1134	255
Zn	7467	540

Tableau II.3: Différentes normes et références françaises de teneurs totales en métaux lourds dans les sols, exprimées en mg/kg.MS (Baize & Sterckeman, 2004)

	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Mn	Se
Godin (1983)									
Seuil d'anomalie	2	30	150	100	50	100	300	270	
Seuil d'investigation	4	60	300	200	100	200	600		
Seuil de traitement	10	150	750	500	250	500	1500		
Seuil d'urgence	20	300	1500	1000	500	1000	3000	3000	
Norme AFNOR NF U44-041(1985)	2		150	100	50	100	300		10
Article 11 de l'arrêté du 8/ 01 / 1998	2		150	100	50	100	300		

II.7.3. Quelques métaux lourds et leurs effets sur la santé

II.7.3.1. Aluminium

Le troisième métal le plus abondant dans la croûte terrestre est l'aluminium (Ghasemidehkordi et al., 2018). Des niveaux élevés d'Al dans la solution du sol peuvent être toxiques pour les plantes. L'activité des espèces monomères inorganiques d'Al est la meilleure mesure de la fraction phytotoxique (Andersson, 1988). La diminution du pH du sol augmente la solution du sol Al de façon exponentielle lorsque le pH tombe en dessous de 4,5 (Andersson, 1988). Des sols qui sont fortement acides peuvent contenir de 550 à 1 700 mg/kg d'aluminium échangeable et de 1 200 à 4 800 mg/kg d'aluminium biodisponible (Zołotajkin et al., 2011). Dans le sol de culture, il existe un antagonisme entre les macronutriments P, Ca, Mg et K d'une part, et Al d'autre part : l'aluminium peut induire une carence en nutriments minéraux ; des concentrations

élevées en nutriments réduisent toute toxicité et la tolérance à l'Al varie considérablement d'une espèce à l'autre et d'une variété à l'autre (Andersson, 1988).

Des problèmes associés à la pollution des eaux de surface et des eaux souterraines par l'aluminium constituent actuellement un défi environnemental majeur qui limite l'accessibilité aux sources d'eau potable de qualité (Emeh et al., 2019). La teneur en Al de l'eau potable est de 0,2mg/L (OMS, 2017). C'est en 1976 que les premières découvertes ont été faites sur la toxicité de l'aluminium, lorsque des troubles neurologiques ont été diagnostiqués chez des patients dialysés. Ces patients ne possédant pas la fonction rénale nécessaire à l'élimination de l'aluminium, celui-ci s'accumulait dans le cerveau, provoquant troubles du langage, troubles moteurs et encéphalopathies. Une accumulation a également été montrée dans les os, conduisant à une ostéomalacie, c'est-à-dire une décalcification osseuse (Alfrey et al., 1976).

L'aluminium possède nombreuses propriétés physico-chimiques (malléabilité, conductivité électrique et chimique, basse densité...) et est de ce fait très utilisé de nos jours dans de nombreux domaines, comme l'industrie du bâtiment, l'industrie agro-alimentaire, les produits pharmaceutiques ; on le retrouve également employé dans la chirurgie, la cosmétologie ou le traitement des eaux potables (<https://cutt.ly/2ysdnyc>). C'est pour cela qu'à la fin de vie de ces produits et matériaux divers, les déchets qui en résultent contiennent cet élément et donc contribueront à polluer le site récepteur de ces déchets, s'il n'est pas techniquement préparé. C'est le cas des emballages, les restes de produits cosmétiques, les restes d'ustensiles.

Parmi les différentes sources d'exposition, nous pouvons citer l'ingestion (nourriture et boisson contaminées), la voie cutanée, voie intramusculaire (vaccins).

II.7.3.2. Arsenic (As)

Intermédiaire entre les métaux et les non métaux, l'arsenic est un des contaminants environnementaux également répandus dans la nature. Sa principale source d'intoxication chronique est l'eau de puits (Chowdhury et al., 1999; Nickson et al., 1998). Des études statistiques ont révélé qu'en moyenne 137 millions de personnes sont intoxiquées à l'arsenic via la consommation d'eau empoisonnée dans le monde (<https://www.santescience.fr/metaux-lourds/>). Particulièrement dangereux, ce metalloïde a tendance à s'accumuler au niveau de certains organes comme le foie, les poumons et la peau et perturber leur fonctionnement (Hall, 2002). A forte dose, l'empoisonnement peut conduire à un collapsus et entraîner la mort. Son origine peut être la lixiviation des déchets issus du traitement de bois par l'arséniate de cuivre chromé, les déchets électroniques et d'autres types de déchets chimiques renfermant cette substance (Rice et al., 2002 ; Zhan et al. 2018; Qi et al. 2020).

II.7.3.3. Cadmium (Cd)

Le cadmium (Cd) est un métal blanc argenté ou bleuâtre dont le numéro atomique 48, de masse atomique 112,4, la densité 8,6 g/cm³, avec un état d'oxydation +2. L'oxyde de cadmium et le sulfure de cadmium sont insolubles dans l'eau tandis que le chlorure de cadmium et le nitrate de cadmium sont solubles dans l'eau. Le Cd⁺² présente certaines similarités chimiques avec le zinc. Le cadmium est présent dans les minerais et le sol avec le zinc dans des proportions de 1/100 à 1/1000. Il est un sous-produit de la production de zinc, de cuivre et de plomb à partir de minerais sulfurés contenant ces éléments.

Le cadmium est toujours utilisé (sauf dans l'UE) pour le placage de l'acier, dans les plastiques et les peintures, dans les piles Ni-Cd et dans les alliages avec le cuivre. Le tellure de cadmium est de plus en plus utilisé dans le monde entier dans les panneaux solaires à couche mince. Le CeS peut remplacer certains pigments au Cd et les stabilisants Ba-Zn ou Ca-Zn remplacent les stabilisants de Cd dans les plastiques.

L'exposition au cadmium de la population générale est principalement due à l'alimentation. Elle varie beaucoup dans les différentes parties du monde. Dans plusieurs pays asiatiques, des groupes de population vivant dans des zones contaminées par le cadmium et consommant du riz contaminé par le cadmium cultivé localement ont subi des effets néfastes sur la santé. La toxicité est amorcée par l'ingestion et l'inhalation des particules et aérosols. Ses effets néfastes touchent la respiration, les reins et les os. Ce polluant peut aussi induire le cancer, l'anémie (celle qui survient chez les patients atteints de la maladie itai-itai est parfois grave et persistante, avec des taux d'érythropoïétine sérique nettement réduits). On ne peut pas manquer de mentionner le diabète, les maladies cardiovasculaires, perturbation endocrinienne et les effets négatifs sur la reproduction (Nordberg et al., 2018)

II.7.3.4. Nickel (Ni)

Le nickel (Ni) est un métal de transition blanc argenté dont le numéro atomique est de 28, masse atomique 58,71, densité 8,9 g/cm³, point de fusion 1453°C. Il existe dans cinq états d'oxydation -1, +1, +2, +3 et +4, avec +2 comme forme la plus courante. Parmi les composés, le nickel carbonyle Ni (CO)₄ est un liquide volatil. Plusieurs méthodes d'analyse chimique sont disponibles pour la détermination du Ni dans diverses matrices, par exemple, ICP-MS (Nordberg, et al., 2014). L'utilisation du nickel comprend la production d'acier et d'alliages, la galvanoplastie, la production de piles nickel-cadmium et nickel-hydrure, d'autres composants

électroniques, de pièces de moteur, de divers outils et articles ménagers, de pièces de monnaie, de bijoux et d'appareils médicaux. L'exposition directe de la peau est courante par contact avec des objets contenant du nickel, tels que des boutons, des bijoux, des ustensiles de cuisine et des pièces de monnaie. La teneur en nickel du sol est très variable et des niveaux élevés peuvent se produire dans les zones contaminées par des sources locales atteignant des fractions massiques allant jusqu'à 50 g/kg dans les cas extrêmes. L'exposition professionnelle résulte des niveaux élevés de Ni dans l'air des mines, des raffineries, des fonderies et des usines chimiques. Le soudage de l'acier inoxydable libère aussi du nickel, ce qui entraîne une exposition des travailleurs (Nordberg et Fowler, 2019b). La toxicité est amorcée lors de l'absorption cutanée, l'absorption avec la nourriture et l'eau de boisson contaminées, et l'inhalation des aérosols contenant du nickel via les organes respiratoires. Les effets sanitaires se manifestent sur la peau, au niveau des poumons, système reproducteur, la reproduction et le développement. Les réponses à l'intoxication au Ni peuvent aussi induire la génotoxicité et la cancérogénicité (Nordberg et Fowler, 2019b).

II.7.3.5. Plomb (Pb)

Le plomb (Pb), de numéro atomique de 82, masse atomique de 207,19, densité de 11,3 g/cm³ et point de fusion de 327,5°C, est un élément du groupe 14 du tableau périodique des éléments. Il a les états de valence +2 et +4. Il peut être mesuré par spectroscopie d'émission atomique, fluorescence des rayons X et ICP-MS.

Le plomb est utilisé dans un certain nombre d'industries depuis des siècles, notamment dans les piles, canalisations d'eau, additifs pour l'essence, peinture, grenaille de plomb et munitions, soudures, et le blindage contre les radiations. Ces dernières années, il a été utilisé dans le blindage des moniteurs à tube cathodique et les soudures dans un certain nombre de produits contribuant en fin de compte aux déchets électroniques (Fowler, 2017). L'utilisation comme additif à l'essence est désormais interdite dans la plupart des pays du monde, y compris tous les pays de l'UE et les États-Unis.

En raison de ses nombreuses utilisations historiques, le plomb a été signalé dans l'eau de mer en haute mer, les sols endommagés par les fonderies, les sédiments fluviaux et les eaux souterraines des puits (Nordberg et al., 2014). En plus des expositions professionnelles, l'homme peut être exposé au plomb dans l'air, la nourriture et l'eau. Une exposition considérable de la population générale, y compris des enfants des villes, s'est produite en raison de l'utilisation généralisée d'additifs au plomb dans l'essence. Comme la plupart des pays du monde

ont maintenant cessé cette utilisation, l'exposition au plomb a diminué (Nordberg et al., 2014). La toxicité aiguë du plomb présente des symptômes similaires à ceux de la toxicité subaiguë (saturnisme). La dose absorbée détermine la gravité des symptômes. Les parties affectées de l'organisme sont le système squelettique, reins, système immunitaire, système hématopoïétique, système cardiovasculaire, système nerveux. L'utilisation du plomb augmente dans un certain nombre de produits et de processus tels que le recyclage des piles et des déchets électroniques dans les pays en développement, ce qui augmente la probabilité d'une exposition humaine plus importante et des risques associés pour la santé si des mesures de protection appropriées ne sont pas mises en place (Nordberg et Fowler, 2019a).

II.8. Pollution des sols et risques pour la santé humaine

II.8.1. Aperçu des polluants pertinents et de leur parcours dans l'environnement

Des sources anthropogéniques bien connues des métaux lourds causant l'émission très répandue vers le sol sont : l'exploitation minière et fonderie, combustion des huiles fossiles, application des fertilisants et autres amendements des sols comme le compost, les boues d'épuration, traitement des déchets industriels (métallurgiques, électroniques et chimiques), l'incinération des déchets (Rodrigues et Römkens, 2018). De ceci, la gestion des déchets constitue particulièrement la source de polluants chimiques du sol. Des éléments potentiellement toxiques (PTE= potentially toxic elements= métaux lourds) du sol abondent dans le milieu urbain suite à l'usage des substances qui contiennent des charges de substances métalliques comme les peintures appliquées sur les métaux contre la corrosion et sur le bois traité contre l'usure. Il faut ajouter l'incinération des pneus qui constitue également la source de métaux lourds contaminant les sols (sur les sites de décharges).

Il est donc essentiel de faire l'évaluation des risques liés à l'accès aux sols contaminés afin de d'envisager des perspectives plus adaptées en tenant compte des sources et les voies par lesquels ces polluants atteignent sensiblement les récepteurs dont l'homme en l'occurrence (Römkens et al., 2004; Petts, et al., 1997). Le sol peut influencer les risques pour la santé humaine par voie directe (à travers l'ingestion, l'inhalation des particules et poussières, et le contact cutané) et par voie indirecte (absorption d'éléments toxiques contenues dans les plantes et dans l'eau) (Rodrigues et Römkens, 2018). L'ingestion directe de sols est plus fréquente chez les enfants et les adultes, et elle résulte de la mise en bouche d'objets et de mains sales, du fait de manger des aliments tombés par terre et de consommer intentionnellement du sol (le comportement de sol-pica). Le réflexe de sol-pica conduit à l'exposition significative des enfants aux polluants

chimiques du sol ou aux pathogènes transmis par le sol. Le contact avec le sol lors des loisirs, du travail et des activités quotidiennes (inhalation de particules et contact cutané) constitue également des voies d'exposition directe humaine aux polluants du sol. L'inhalation intérieure (en maisons) de particules de sol (poussières) ou de polluants volatils du sol (par exemple, les composés volatils de Hg) sont également des sources pertinentes d'exposition humaine. Les humains peuvent également être exposés à des polluants transférés des sols via la chaîne alimentaire (consommation de légumes, de viande, d'œufs ou de lait) ou dus à l'ingestion de particules de sol qui adhèrent aux parties comestibles des légumes et des fruits. L'eau des pores du sol dissout aussi les substances hydrophiles et agit comme une source d'absorption humaine, à travers les plantes (qui les bioaccumulent) et le transfert ultérieur via la chaîne alimentaire (Rodrigues et Römkens, 2018). L'eau potable peut également contenir des polluants résultant des interactions eau-eau, notamment de la lixiviation des polluants du sol vers les eaux souterraines ou de surface (Lu et al., 2015).

Les métaux présents dans le sol se trouvent sous diverses formes pouvant devenir solubles selon les caractéristiques physicochimiques du sols (pH, conductivité électrique, température, pression, ...). La Figure II.2 montre les différentes formes sous lesquelles les métaux peuvent se présenter et les mobilités correspondantes.

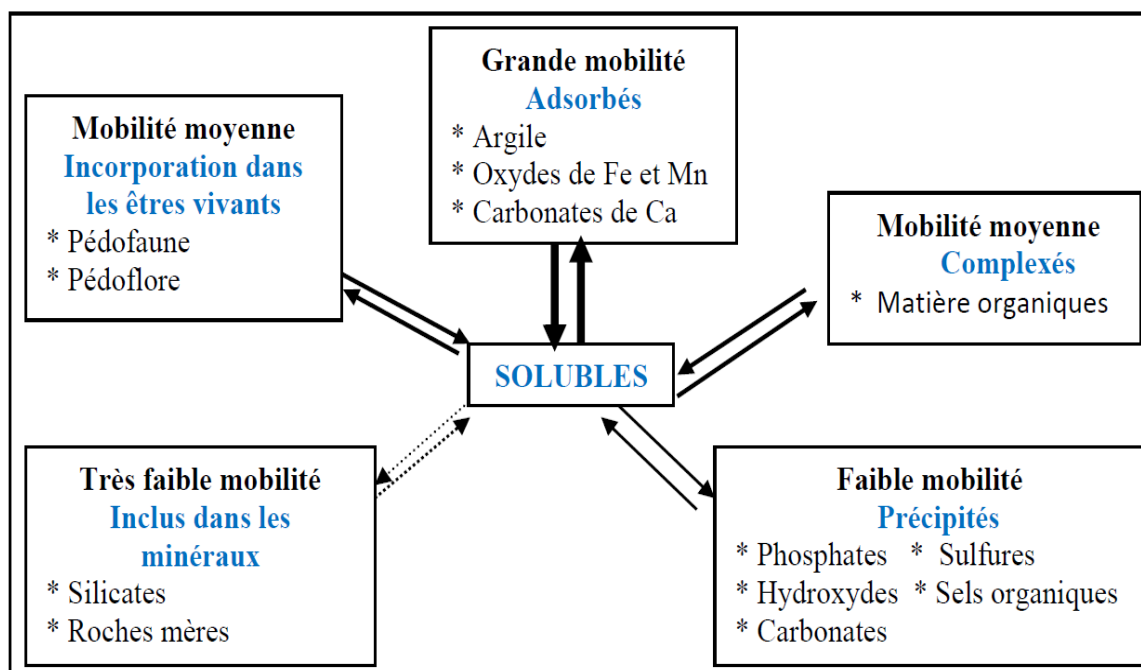


Figure II.2: Mobilité des métaux dans le sol (Juste et al., 1995)

II.8.2. Facteurs induisant des effets potentiellement dangereux pour la santé humaine

II.8.2.1. Toxicité des polluants du sol

Les polluants chimiques qui pénètrent dans le corps humain par inhalation, ingestion ou absorption cutanée peuvent avoir un effet local sur des organes spécifiques (par exemple, les poumons, le système gastrique ou la peau), ou produire un effet systémique dû à l'absorption, la circulation dans le sang et la distribution dans le corps. Les effets systémiques peuvent inclure des dommages au foie, aux reins, au système nerveux, au sang, au système cardiovasculaire, au système immunitaire ou au système reproducteur. Certains polluants peuvent également produire des effets cancérogènes (causant le cancer), tératogènes (causant des malformations physiques à la naissance) ou mutagènes (affectant l'ADN). Les effets dangereux découlant de l'exposition humaine à un polluant chimique dépendent de la nature du polluant (et de son devenir et de ses effets sur le corps humain) ainsi que du niveau d'exposition (Swartjes et Cornelis, 2011).

En plus, les mélanges de polluants chimiques dans le sol peuvent produire des effets toxiques accrus. Par exemple, il existe des rapports sur l'interaction entre le Se et l'As (Gailer et al., 2000).

II.8.2.3. Autres facteurs : durée d'exposition, âge, sexe et état de santé

La durée de l'exposition est également un aspect essentiel de l'évaluation des risques pour la santé humaine, car l'exposition estimée et les niveaux d'exposition critiques doivent être cohérents en ce qui concerne la durée. La probabilité pour que des effets sur la santé se produisent dépend également de l'intensité, de la fréquence et de la durée d'exposition aux polluants du sol. C'est pourquoi, dans l'évaluation des risques pour la santé humaine, l'exposition est souvent représentée sous la forme d'un taux, exprimé en masse par unité de poids corporel et de temps (mg/kg/jour). En outre, les effets sur la santé peuvent être liés à la dose quotidienne moyenne, mais aussi à la dose cumulée, ce qui est particulièrement pertinent pour les polluants chimiques à fort potentiel d'accumulation dans le corps humain (par exemple, les dioxines) (Swartjes et Cornelis, 2011).

D'autres facteurs tels que l'âge, le sexe, l'état de santé, le régime alimentaire et l'exposition de fond sont également pertinents pour l'évaluation des risques pour l'homme. Comme les enfants peuvent être plus sensibles à l'exposition aux polluants du sol, certains cadres réglementaires tiennent compte de la protection des enfants en procédant à la caractérisation des risques des

polluants seuils en cas d'exposition pendant les six premières années. Pour les polluants sans seuil, on considère généralement l'exposition moyenne tout au long de la vie (Swartjes et Cornelis, 2011).

II.9. Circularité et Recyclage

Pour promouvoir la lutte contre les nuisances liées aux déchets, il a été développé, des pratiques visant à la limitation de leur émission. Pour cela, la circularité des produits et le recyclage des déchets ont été mis en avant pour faire face à la pénurie des matières premières d'une part, et à la problématique des déchets municipaux d'autres part. La circularité ou économie circulaire est un concept apparu dans les années 1970, qui désigne un système économique d'échange et de production qui, à tous les stades du cycle de vie des produits (biens et services), vise à augmenter l'efficacité de l'utilisation des ressources et à diminuer l'impact sur l'environnement tout en développant le bien-être des individus. Elle englobe l'ensemble des pratiques et techniques permettant d'optimiser l'utilisation d'une ressource avant d'envisager son recyclage. Ainsi, elle repose sur un principe de bon sens : allonger le cycle de vie d'un produit, c'est intégrer dès sa conception les questions de collecte, de réemploi, de rénovation et de recyclage des pièces et matières mises en œuvre lors de sa fabrication (Bonet et al., 2014).

II.9.1. Racines historiques et développement de la circularité

La société industrielle du XIXe siècle, tout du moins en ce qui concerne certains pans de ses activités, connaissait une certaine forme de circularité (Bourg & Buclet, 2005). Les déchets urbains ne s'accumulent guère, mais donnent lieu à un usage agricole ou industriel. Par exemple, la cellulose nécessaire pour la fabrication du papier est extraite des chiffons et autres textiles collectés par les chiffonniers. Les déchets de boucherie servent à fabriquer du suif, du savon ou de la colle. Des os est tiré le « noir animal » utilisé pour blanchiment du sucre de betteraves ; on produit aussi de la colle ou de l'huile à partir des phalanges animales, sans compter des usages plus classiques et plus directs sous forme de parties d'objets divers. Le recyclage des métaux est développé. Les excréments humains urbains servent d'engrais pour les cultures, et ainsi de suite. Vers la fin du siècle, l'extension des villes et l'avènement de techniques nouvelles condamneront ces pratiques et déboucheront sur l'invention de l'abandon à grande échelle des déchets urbains dans des « poubelles » (à l'initiative du préfet du même nom) et sur la nécessité de leur « dépôt » et de leur « traitement » industriel (Arnsperger & Bourg, 2016).

Conscient tant de la production croissante de déchets que de la pression sans cesse accrue sur les ressources et les écosystèmes, Jouvenel écrivait dans *Arcadie* : « Voilà de quoi nous rendre soucieux de fermer les circuits, soit en substituant à nos matériaux d'autres digérables par les agents naturels, soit en suppléant l'action de ceux-ci par des agents artificiels (Carson, 1962) ». La linéarité des processus de production, de transformation et de consommation se trouva en réalité au cœur de la critique écologique du capitalisme industriel et de sa compulsion de croissance perpétuelle à cette époque.

Dès lors, la tendance actuelle dans le sens de construire des indicateurs de circularité restreints, souvent au niveau « micro » d'une entreprise ou d'un secteur risque de brouiller fortement les pistes (Grosse, 2011). Une entreprise ou un secteur peut parfaitement faire d'immenses progrès en termes de circularité, par exemple en rendant ses produits davantage recyclables par unité d'*input* et/ou d'*output* (Arnsperger & Bourg, 2016).

L'économie circulaire se développe progressivement et s'inscrit donc dans le cadre du développement durable et son objectif est de produire des biens et des services tout en limitant la consommation et le gaspillage des matières premières, de l'eau et des sources d'énergie. Il s'agit de déployer, une nouvelle économie, circulaire, et non plus linéaire, fondée sur le principe de « refermer le cycle de vie » des produits, des services, des déchets, des matériaux, de l'eau et de l'énergie. En outre, elle propose en effet de transformer les déchets en matière première réutilisée pour la conception des produits ou pour d'autres utilisations. En d'autres termes, ne plus créer de résidus que les systèmes industriel et naturel ne puissent absorber. (<https://cutt.ly/FyRpm6l>). Les figures II.3 et II.4 détaillent l'économie circulaire dans son ensemble et les différentes pratiques associées à elle.

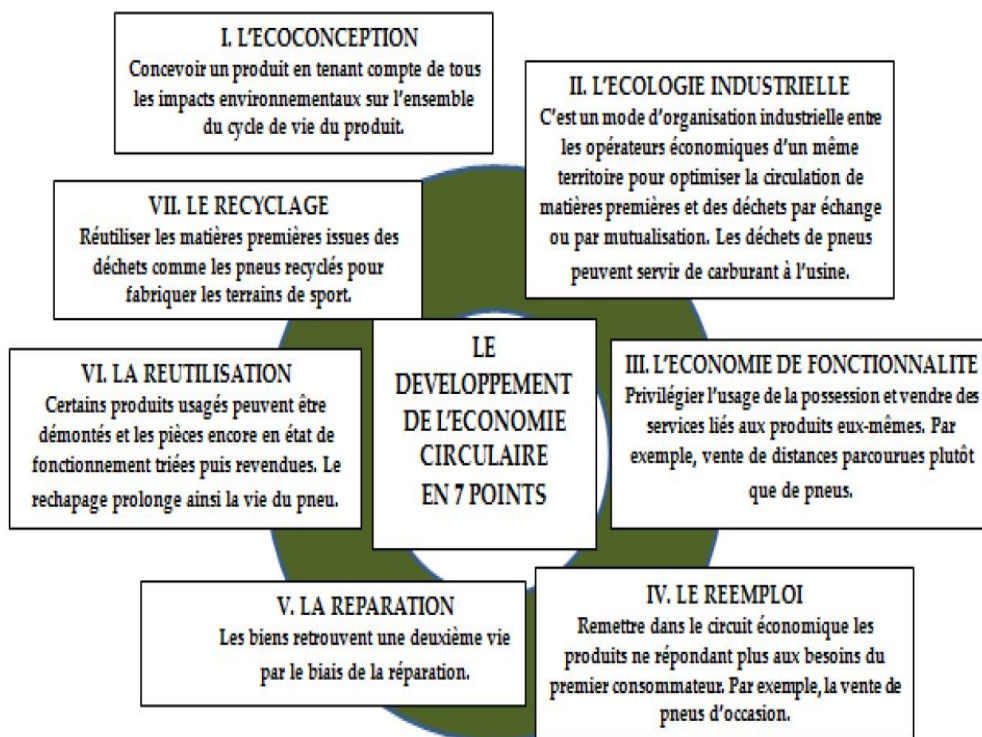


Figure II.3 : Développement de l'Economie circulaire en 7 points (Bonet et al., 2014)

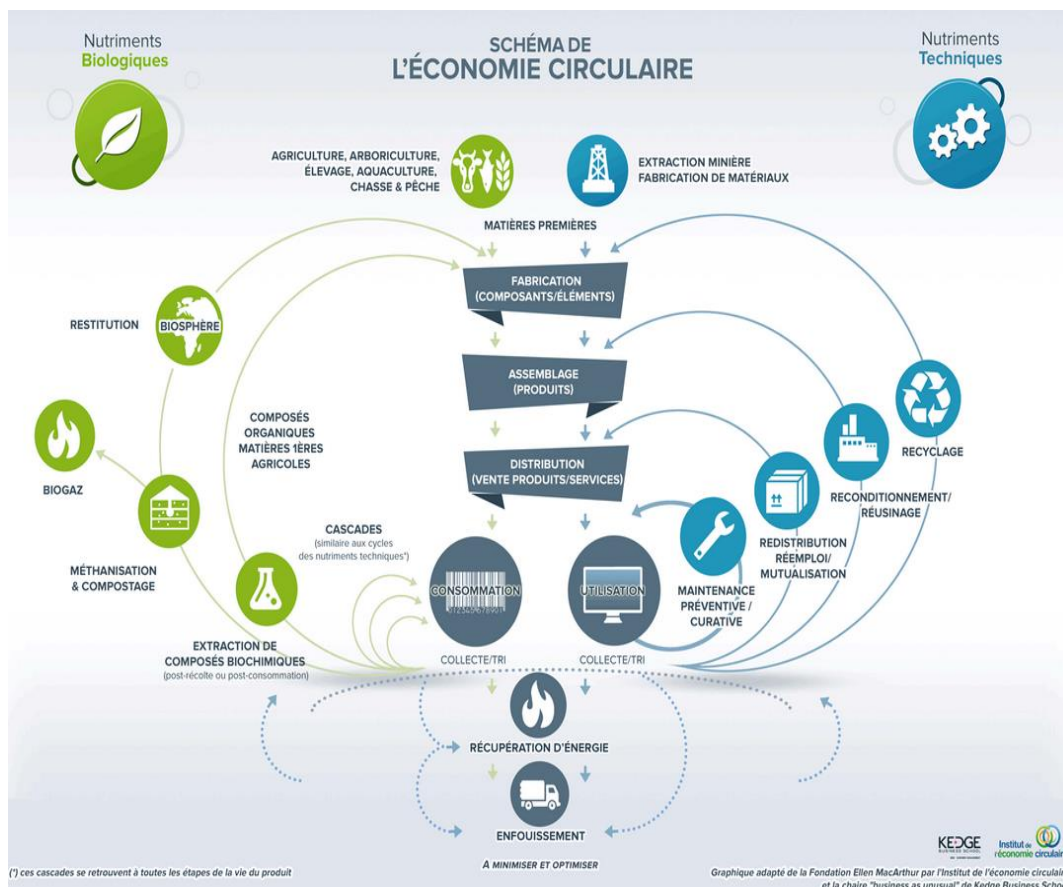


Figure II.4 : Différents procédés associés à l'économie circulaire (Bonet et al., 2014)

II.9.2. Tri des déchets

Pour mieux recycler les déchets solides, ils doivent être triés par catégories. Cela peut se faire de deux manières principales: au niveau des ménages, lorsque ceux-ci sont tenus de trier les déchets en un nombre donné de catégories, ou dans des installations de tri spécialisées (Czajkowski et al., 2014).

Traditionnellement, on a toujours pensé que le tri au niveau des ménages était un inconvénient, car il nécessite de l'espace, du temps et des efforts. Néanmoins, le contraire a été prouvé et le tri à domicile est une source nette d'utilité pour certaines personnes (Czajkowski, et al., 2014). D'ailleurs, dans cette étude réalisée en Pologne, un grand nombre de personnes sont disposées à trier les déchets au niveau des ménages même si les déchets non triés seraient collectés sans frais supplémentaires. Ces attitudes résultent des efforts des pouvoirs publics en matière d'éducation et de sensibilisation sur les bonnes pratiques de gestion des déchets solides municipaux.

Industriellement, des techniques de tri mécanique ont été aussi développés, ce qui permet d'obtenir des fractions homogènes de déchets pouvant être valorisées dans divers secteurs, (comme l'agriculture, l'élevage, l'énergie, la construction, l'industrie, etc.) (Gschweidl, 1997; Huang et al., 2002). Néanmoins, le tri manuel intervient souvent en fin des opérations unitaires, afin de compléter et d'achever ce tri catégorisé (Huang et al., 2002).

La composition des déchets varie selon le niveau de vie des producteurs. Néanmoins les déchets des ménages restent les plus abondants que ceux d'autres sources, comme le montre le cas de la France (Tableau II.4).

Tableau II.4: Nature et quantités en tonnes de déchets ménagers et assimilés en 2009 en France (Bozec et al., 2012)

Déchets des ménages (29,3 Mt)			Déchets des entreprises (hors BTP et secteur agricole)		
Gravats et encombrants collectés (0,8 Mt) Déchets verts de jardin collectés (1,2 Mt) Apports en déchèteries (11,8 Mt)	Ordures ménagères		Déchets non dangereux ou déchets industriels banals		Déchets dangereux ou déchets industriels spéciaux
	Biodéchets alimentaires	Emballages + papiers (2,9 Mt) Verre (1,9 Mt)	Ordures ménagères résiduelles strictes (10,7 Mt)	Déchets assimilés aux ordures ménagères (8,5 Mt)	
	Déchets faisant l'objet de collectes sélectives (4,8 Mt)		Ordures ménagères résiduelles (OMR) collectées (19,2 Mt)		
Ordures ménagères et assimilées (OMA) (24 Mt)					
Déchets ménagers et assimilés (DMA) relevant de la compétence des collectivités locales (37,8 Mt)					

En outre, le tri vise à fractionner les déchets et à isoler progressivement certains éléments valorisables en tant que matériaux (métaux, plastiques, verre), déchets fermentescibles ou déchets non biodégradables à fort pouvoir calorifique (Jung, 2013). Il faut également noter que le tri des déchets solides municipaux par catégories a divers objectifs, entre autres :

- ✓ Améliorer les taux de recyclage en triant et en isolant les matériaux recyclables;
- ✓ Extraire une fraction organique destinée, après traitement, à retourner au sol sous forme de compost ou par biométhanisation avec production de biogaz pour les fermentescibles ;
- ✓ Améliorer la valorisation énergétique par traitements thermiques pour les refus de tri tels que mélanges de matières organiques résiduelles, de plastiques, de bois, et de matières minérales.

II.9.3. Recyclage et élimination des déchets

Les différentes fractions ainsi triées à la source ou par voie mécanique peuvent être valorisées : ainsi, initialement qualifiées de déchets, ces fraction deviennent des matières premières secondaires, de sous-produits ou de coproduits (Damien, 2004). Le recyclage s'impose également, du fait de l'inéluctable diminution des ressources en bois-énergie. Depuis presque 40 ans la réglementation se met progressivement en place pour favoriser la valorisation, et si possible, minimiser l'élimination des déchets. En effet, les enjeux de développement durable conduisent à la mise en place de nouvelles filières de traitement, du recyclage et de la valorisation des déchets (Jung, 2013) :

- ✓ La valorisation matière : après le tri des déchets selon leur nature, on peut procéder à leur traitement afin de produire des matières de valeur. C’est le cas de la production d’acier, papier-carton, verre, métaux non ferreux, plastique.
- ✓ La valorisation énergétique : l’incinération des déchets combustibles permet la récupération de l’énergie tandis que la méthanisation fournit le CH₄, gaz combustible ;
- ✓ La valorisation biomasse : les déchets fermentescibles sont soumis au compostage ; les produits qui en résultent serviront à amender et fertiliser les terres cultivables.

La valorisation énergétique englobe l’incinération, la pyrolyse et la gazéification tandis que la valorisation matière regroupe le compostage et la biométhanisation. Le tableau II.5 résume les différents procédés de traitement et de valorisation des déchets solides, avec la récupération d’énergie. Il est à noter que les traitements thermiques des déchets peuvent se faire selon différentes voies : avec l’excès d’air (incinération ou co-incinération), avec défaut d’air (pendant la gazéification) et enfin en absence d’air lors de la pyrolyse (Tableau II.6).

Tableau II.5 : Récapitulatif des traitements de déchets solides municipaux (Bozec et al., 2012)

Valorisation		Elimination	
Valorisation énergétique		Valorisation matière	
Incineration avec récupération d’énergie	Fabrication de combustible solide de récupération	Recyclage	
		Recyclage matière	Recyclage organique
Stockage, Incinération sans récupération d’énergie			

Tableau II. 6 : Traitement thermique des déchets (Jung, 2013)

<i>Incineration et co-incineration</i>	Combustion spontanée excès d’air	Pas de combustible d’appoint T > 850°C
<i>Gazéification</i>	Carbonisation défaut d’air	Production d’un gaz combustible pauvre T ≈ 850°C
<i>Pyrolyse</i>	Carbonisation absence totale d’air	Production de combustibles gazeux, liquide et solide T ≈ 550°C

Enfin, le secteur de la gestion des déchets obéit à une hiérarchie communément acceptée, à savoir les 3R : réduire, réutiliser, recycler. Mais maintenant un quatrième R est fréquemment ajouté, il s’agit de la récupération. Comme le montre la figure II.5, ce mode de gestion des

déchets répond à des considérations sociales pour la protection de l'environnement. Elle encourage également la minimisation des émissions de gaz à effet de serre (GES) (Badiani et al., 2012).

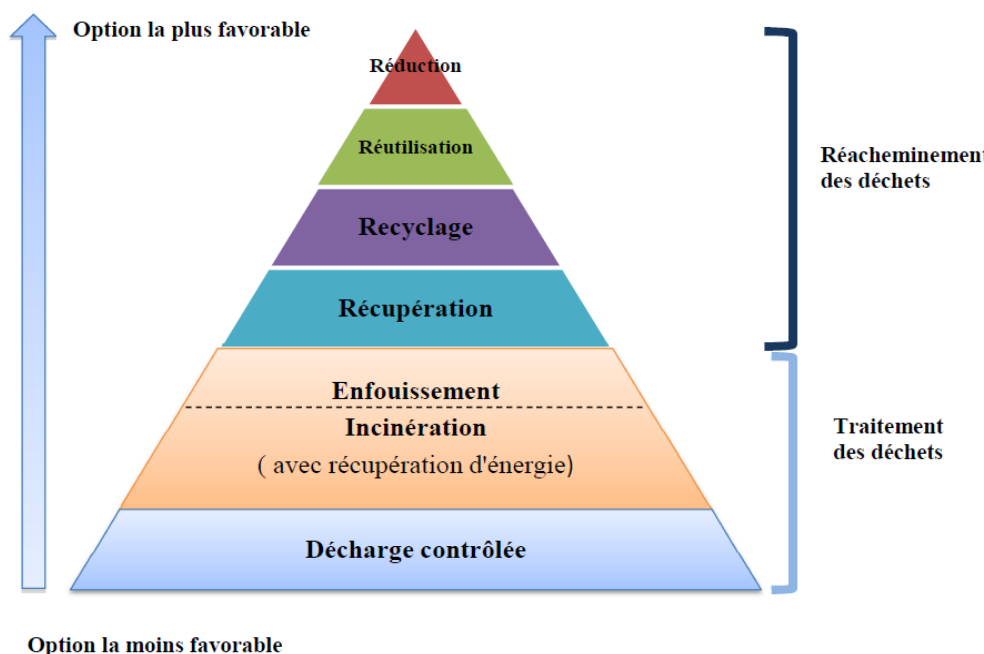


Figure II.5 : Gestion des déchets et les 3R (Réduire, Réutiliser et Recycler)

II.10. Conclusion et formulation des hypothèses de l'étude

Les décharges de résidus domestiques, industriels ou autres méritent une attention particulière, car elles constituent des sources potentielles de pollution importante notamment la pollution par les métaux lourds qui présentent une forte écotoxicité et pourraient être impliquées dans de nombreuses pathologies (atteintes du système nerveux central, du foie, des reins, mais aussi cancers et malformations embryonnaires (Abrahams, 2002; Adriano, 2001).

La descente sur terrain montre l'état du site tel que cela a été présenté dans le chapitre précédent. L'entretien avec certains occupants nous a donné les détails relatant l'historique et l'actualité de ce site, premier et ancien dépotoir public de DSM dans la ville de Bujumbura.

L'analyse du condensé de toutes les informations recueillies montre que le site revêtirait des aspects de risques, ce qui nous permet de formuler les hypothèses suivantes :

- L'ancienne décharge de BUTERERE aurait subi une évolution en matière de dégradabilité comparativement à un dépotoir actif ;
- La qualité du sol serait médiocre pour ne pas servir comme terre cultivable et nécessiterait donc une remédiation ;

- Les plantes poussant sur le sol de ce site contiendraient des polluants en quantité appréciables, les rendant ainsi non conformes pour la consommation humaine ;
- L'eau de surface et de la nappe phréatique serait polluée par cette décharge en évolution ;
- Les gaz à effets de serre seraient temporairement retenus dans les profondeurs de la décharge et seraient relâchés de temps en temps en fonction des conditions météorologiques.

Les démarches de vérification de ces hypothèses et les perspectives de remédiation constituent l'ossature méthodologique de la présente recherche (Figure I.3).

CHAPITRE III. CARACTERISATION DES SOLS DU SITE DE BUTERERE

III.1. Introduction

La mise en décharge des déchets solides municipaux (DSM), sans traitement préalable et sans protection du sol, constitue un risque majeur de contamination des sols et des eaux souterraines par les métaux lourds (Nhari et al., 2014). En effet, les lixiviats que libèrent ces décharges de DSM sont une source potentielle de polluants, dangereux pour l'environnement (Li et al., 2012; Melnyk et al., 2014).

En milieu urbain, les décharges fermées et techniquement aménagées constituent des ressources foncières (agriculture, habitat) et ont des effets néfastes sur l'environnement (Rong et al., 2017a). C'est le cas de la décharge fermée d'El Yahoudia en Tunisie, dont 30 ha (sur 100 ha au total) ont été transformés en espace de loisirs urbains (Zairi et al., 2004). En plus, la présence de métaux lourds a été confirmée dans des aliments crus provenant de marchés ouverts dans deux villes africaines (Kinshasa et Johannesburg) ; les résultats ont montré la présence de métaux lourds dont les teneurs dépassent les valeurs admissibles de l'OMS, sans toutefois préciser leur origine, ce qui constitue un défi (Nuapia et al., 2018). Or, les métaux lourds classés comme les plus dangereux pour l'environnement ne subissent pas de dégradation au cours des processus physico-chimiques et persistent donc sur de longues périodes (Nordberg & Fowler, 2018; Tiller, 1989). Ils affectent alors les cycles biogéochimiques et s'accumulent dans les organismes vivants, dont l'homme, à travers la chaîne alimentaire où ils peuvent perturber les réactions biologiques et induire diverses pathologies, voire la mort (Tiller, 1989). L'ingestion, l'inhalation et le contact avec la peau sont les principales voies d'exposition humaine aux métaux lourds présents dans le sol (Nordberg & Fowler, 2018).

La mesure de la teneur en métaux lourds dans le sol est utile pour évaluer leur dispersion et les conséquences sur l'environnement dues à des facteurs naturels et anthropiques (Nadal et al., 2004). En effet, l'importance de leurs impacts est fonction de plusieurs facteurs naturels tels que les précipitations, la température, le climat et le relief ainsi que de facteurs anthropiques tels que l'agriculture, l'élevage ou l'urbanisation (Nhari et al., 2014; Zakhem et al., 2016).

Afin de contribuer à l'étoffe de la littérature existante, il s'avère nécessaire d'explorer les problèmes liés aux DSM spécifiquement au Burundi, un des pays des Grands Lacs, étant donné que cette région possède ses particularités climatiques (Nzigidahera, 2000, 2008). Le but de ce chapitre est d'évaluer les teneurs en métaux lourds des sols du site de Buterere, où les déchets solides urbains de la ville de Bujumbura, la capitale du Burundi, sont déversés depuis plus de

25 ans. En effectuant la caractérisation physico-chimique d'échantillons de sols collectés sur ce site et ses environs, nous comparons les teneurs en ETM aux valeurs guides de l'OMS et l'UE, et en déduisons le risque environnemental encouru par la population vivant dans le voisinage de ce site, ce qui permettra de suggérer quelques perspectives pour améliorer la situation actuelle.

III.2 Matériel et méthodes

Dans cette section, nous présentons la zone d'étude, les points d'échantillonnages et les méthodes analytiques utilisés pour les échantillons de sols ainsi que les résultats obtenus.

III.2.1. Présentation de la zone d'étude : l'ancienne décharge de Buterere

Le site de Buterere est une ancienne décharge localisée au Nord de Bujumbura, capitale économique du Burundi, plus précisément en commune Ntakangwa, zone Buterere, près de la RN5 et à proximité de la station d'épuration des eaux usées de Buterere. Ce site a été la finalité de déchets solides municipaux tout venant, depuis 1983, et a été formellement fermé en 2009. Durant son exploitation, le site était en dehors de la ville de Bujumbura. L'agrandissement progressif de cette dernière a fait que le site devienne d'abord entouré par des aires d'habitations urbaines, puis transformé petit à petit en zone habitable à partir de ses extrémités.

Présentement, ce site qui couvre environ 20ha est colonisé discrètement par des habitants : par endroit, on y observe des maisons d'habitations, des cultures de plantes vivrières, des bêtes domestiques broutant les espaces en jachère et, à cause de la carence d'eau potable dans cette localité, l'eau de puits couvre les besoins les plus immédiats. La décente sur terrain a montré que, par estimation, une superficie proche de 1/2 du site est occupée par des maisons d'habitation, 1/4 par les cultures et 1/4 par les pâturages et marécages d'eaux stagnantes (Figure III.1).

Il importe alors de caractériser physico-chimiquement des échantillons collectés sur ledit site afin d'évaluer sa qualité actuelle, en tenant compte de son utilité antérieure. Par-là, on pourra en déduire s'il y a un risque environnemental pour ce site. Les résultats permettront de décider sur le devenir probable d'un tel site et des perspectives appropriées seront formulées.

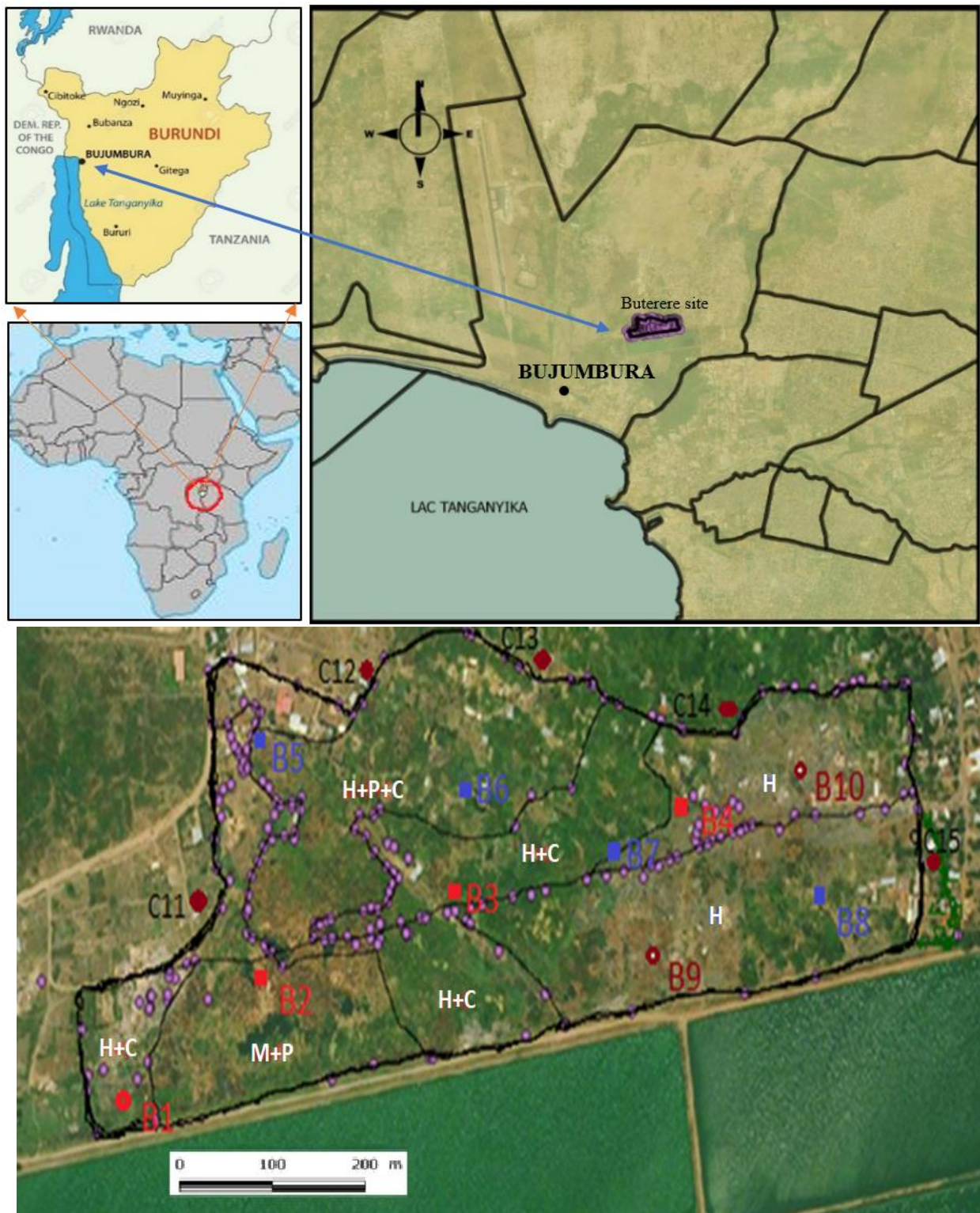


Figure III.1: Site de l'ancienne décharge de Buterere (diverses zones et leurs occupations : C= cultures ; H = habitations ; M = marécages ; P = pâturages)

III.2.2. Site de Buterere : état des lieux du site et enjeux environnementaux, socio-économiques et sanitaires

III.2.2.1. Caractéristiques du site de Buterere

Selon les personnes ressources interviewées dont les agents des SETEMU, la population péri-urbaine des environs a progressé vers ce site juste après sa fermeture. Comme partout dans les pays en développement, les déchets y entreposés ont été souvent mis à feu, d'autres évacués selon les possibilités, ou laissés en atténuation naturelle. La mise en valeur du site avait alors vu le jour et croissait avec les années, sous la facilitation de certains responsables locaux. En parcourant la décharge, nous avons constaté ce qui suit :

- ✓ Certains endroits de ce site sont occupés par des maisons d'habitations, certaines en matériaux durables, d'autres non ;
- ✓ D'autres espaces sont occupés par des cultures, certaines de bonne qualité, et d'autres de mauvaise qualité.
- ✓ D'autres endroits sont vides, non cultivées, avec ou sans végétation et fréquemment avec des marécages d'eaux très sales.

III.2.2.2. Qualité du sol de la décharge

Les quelques champs de cultures observés révèlent plutôt un sol aux caractéristiques médiocres (Figure III.2). Le sol contient majoritairement des cendres, quelques déchets y persistent tels aiguilles, seringues, sachets plastiques. En certains endroits, même les mauvaises herbes y sont rares, ce qui serait indicatif soit d'une forte dégradation, soit d'un facteur agronomique négatif. Face à nombre d'objets tranchants, la population interviewée est consciente du risque, et propose l'intervention des pouvoirs publics pour assainir cet endroit. Néanmoins, d'autres plantes de ce site avaient une apparence vigoureuse et appréciable à l'œil nu. Cependant, on ignore la qualité des récoltes qui en découleraient, compte tenu de la qualité du sol support de ces plantes.

Des plantes vivrières sont couramment cultivées sur ces sols : on peut citer l'exemple de légumes feuilles dont l'amarante, les épinards, feuilles de courge, de manioc, de haricots et de patate douce. A cela, il faut ajouter les légumes fruits dont les aubergines, les tomates, les poivrons, les carottes, etc. D'autres plantes également sur le site concernent le maïs, les colocases, les arbres fruitiers dont les papayers, les bananiers et citronniers, etc. La récolte issue de ces cultures est directement consommée au quotidien ou vendue sur les marchés locaux. Concernant la qualité des cultures, seules les analyses peuvent l'attester. Il est donc évident que,

au cas où ces plantes bioaccumuleraient des substances nuisibles à la santé humaine, la portée de leurs effets ne se limiterait pas uniquement à ce site, mais plutôt à une large partie de la ville de Bujumbura.



Figure III.2 : Champs de cultures du site BUTERERE



Figure III.3: Puits d'eau de forage dans le site de BUTERERE

Enfin, la figure III.3 montre également des images de puits de forage (A, B). Ces puits ont été creusés par les habitants de la localité et jouent un rôle important dans cette localité où la population vit une pénurie de ressources en eaux ; seul une fontaine d'eau potable payant est disponible dans cette localité, et de ce fait c'est le siège de longues files d'attente. Ainsi, suite à cette carence d'eau potable, les habitantes ont recours à cette eau de puits pour couvrir les besoins les plus immédiats, dont la cuisson des aliments, eau de boisson, le breuvage du bétail, la baignade, la lessive ainsi que le nettoyage des ustensiles.

III.2.3. Echantillonnage et méthodes analytiques des sols

Les échantillons de sols ont été collectés sur différents points de la zone d'étude, avec leurs numérotations suivant les lignes diagonales, ainsi que le contour, comme le montre la Figure III.1.

Dans le présent chapitre, nous explorons l'étude des sols échantillonnés sur le site (Tableau III.1). En effets, des échantillons de sols, de légumes et d'eaux de puits ont été collectés sur l'étendue de la zone d'étude, durant la saison sèche du 25 au 28 août 2018 aux endroits choisis suivant des lignes diagonales et sur le contour de cette ancienne décharge. Les sites d'échantillonnage sont présentés à la figure III.1 et sont respectivement B1, B2, B3, B4, B5, B6, B7, B8, B9 ; B10 et CBmix qui rassemble les sites respectif d'échantillonnage sur contour (à +/- 20m) : C11, CB12, CB13, CB14, CB15.

Tableau III.1: Echantillons et lieux de prélèvement

Type	Nombre	Site d'échantillonnage	Code	Quantité
Sols	11	B1, B2, B3, B4, B5, B6, B7, B8, B9, B10, C11, CB12, CB13, CB14, CB15	SB1, SB2, SB3, SB4, SB5, SB6, SB7, SB8, SB9, SB10, SBmix	400g chacun

A chacun des sites identifiés par GPS, on a procédé au carottage du sol sur une profondeur variant de 0 à 50cm et à différents points rapprochés. Des prises collectées en un même site ont été emballées en sachets en polyéthylène, puis transportées vers le laboratoire de chimie et d'analyses environnementales de l'Université du Burundi. Après séchage d'une semaine à l'air libre, ces prises ont été mélangées, homogénéisées pour constituer un échantillon composite représentatif dudit site.

Ainsi, on a récolté 11 échantillons de sols codifiés comme suit : SB1, SB2, SB3, SB4, SB5, SB6, SB7, SB8, SB9, SB10. Pour évaluer si la contamination serait dispersée en dehors de de

la décharge, un échantillon composite SBmix a été préparé par un mélange homogène des échantillons collectés en CB12, CB14, CB15 aux environs (+/- 20m) du contour de Buterere.

Les différents échantillons composites ont par la suite été emballés en sachets en polyéthylène et transportés au laboratoire du service 4MAT (Engineering-Characterization-Synthesis-Recycling) de l'Université Libre de Bruxelles pour faire objet des analyses.

III.2.4. Préparation des échantillons et analyses physicochimiques

III.2.4.1. Prétraitement des échantillons et dosage non destructif

Les échantillons de sols ont été d'abord séchés à 110°C puis broyés dans un moulin à raison de 1000 tours par minute pendant 30 secondes. Une portion de poudre obtenue est ensuite pastillée pour l'apprêter à l'analyse par fluorescence aux rayons X (XRF), par ICP-OES, par diffraction aux rayons X (XRD), à l'analyse thermogravimétrique (ATG) et par microscopie électronique à balayage (SEM).

Pour évaluer le pH et la conductivité électronique, un mélange d'échantillon de sol et d'eau distillée dans les proportions 1:2 (m/v) a été agité en vue d'homogénéisation. Des mesures de pH et de conductivité ont été effectuées à des intervalles de temps réguliers d'une heure (Vaverková et al., 2018). L'appareillage du laboratoire 4MAT était un pH-mètre de type PHM210-Standard PH Meter et un conductimètre de type CD810.

III.2.4.2. Mise en solution des échantillons de sols de Buterere et dosage par l'ICP-OES

La mise en solution des échantillons es sols a été effectuée à l'aide de la méthode de digestion humide décrite par Binning et Baird (2001). Environ 1g de chaque échantillon a été digéré avec une solution de HCl concentrée (6,0 ml) et de HNO₃ (0,3 ml) jusqu'à ce qu'ils soient presque à sec et laissé à refroidir avant que 20 ml d'une solution de HNO₃ à 5,0 M (1 M = 1 mol.dm⁻³) soit ajoutée. Chaque solution d'échantillon digéré a été laissée au repos pendant 12 h avant d'être filtrée. Les solutions d'échantillons ont été transférées dans des fioles jaugées de 100 ml, ajustées à la marque avec 0,5 M HNO₃ et ont été soumises à l'analyse par ICP-OES.

III.3. Présentation et discussion des résultats

Nous rappelons d'abord que le sol du site sous étude a été occupé progressivement après la fermeture de la décharge. Il est actuellement exploité parfois pour des fins de pâturage pour le bétail, d'agriculture vivrière et domaine d'habitation, ce qui est une réalité de certaines villes

de la plupart des pays en développement (Owusu et al., 2012). Les échantillons collectés sur le site ont été analysés, caractérisés et les résultats sont présentés dans la section qui suit.

III.3.1. L'analyse thermogravimétrique (ATG)

L'ATG a été réalisée sur les échantillons SB2, SB4, SB6 et SB9 pour lesquels on dégage le même constat tel qu'il ressort de la Figure III.4. Une perte de masse de $\pm 1\%$ d'eau d'humidité à partir de 100°C ; $\pm 7\%$ à 500°C correspondant au dégagement du CO_2 , NO_2 et H_2O , preuve de la présence de matière organique en décomposition et $\pm 4\%$ à 750°C correspondant à CO_2 , CO et H_2O liée, dus à la décomposition de composés carbonatés (Figure III.4.A, courbe en violet).

Les courbes de DRX montrent une ressemblance du point de vue de la composition des sols analysés. On constate la présence des composés habituels d'un sol comme le quartz, les feldspaths (albite, microcline), de la muscovite (ou illite), de la kaolinite (argile), de la calcite et de l'hématite. Par DRX, il a été aussi mis en évidence deux raies visibles à 9.5° et 10.5° (2θ) caractéristiques de traces des fibres d'amiante, comme l'actinolite (Misseri & Lahondere, 2018).

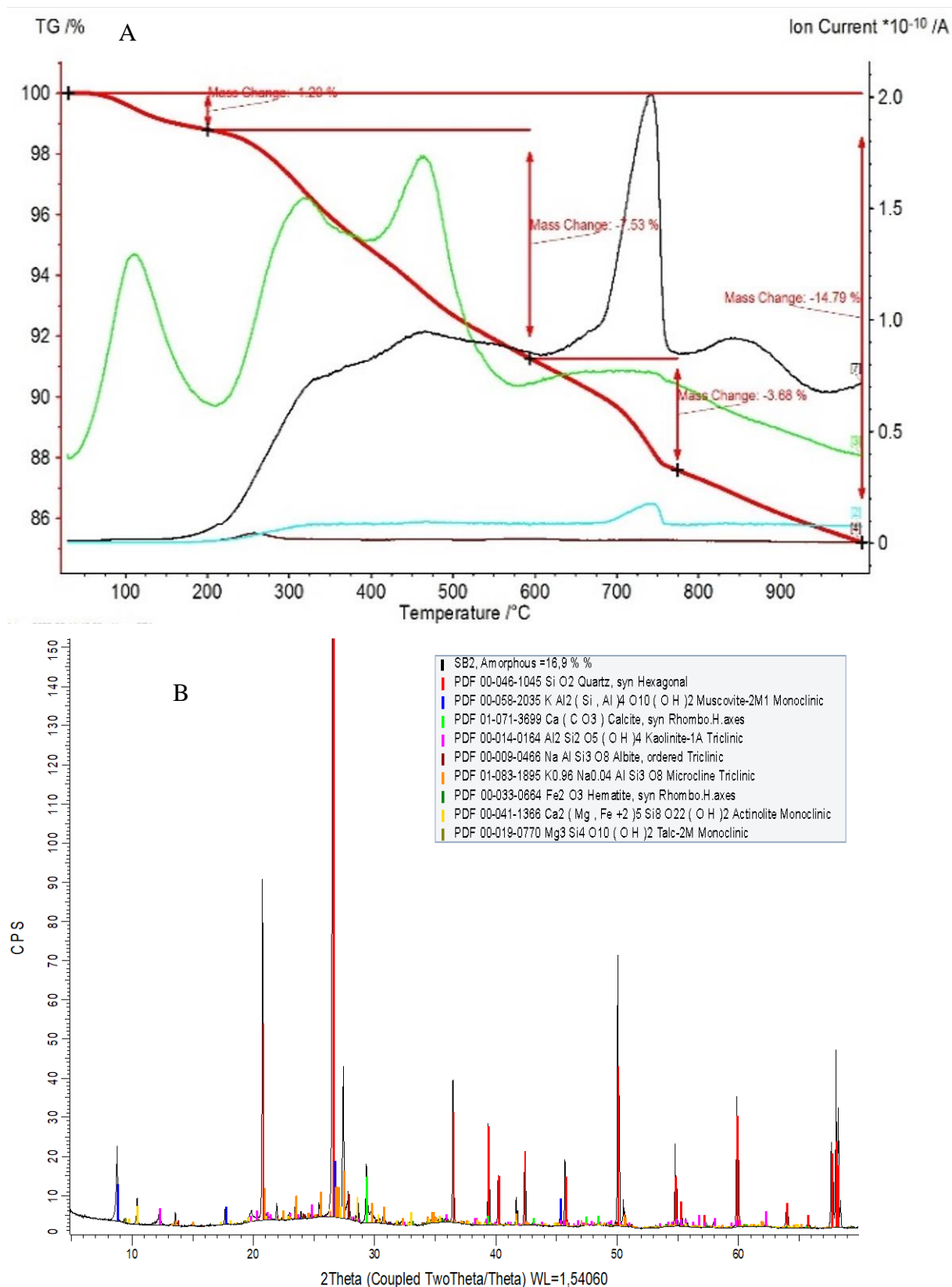


Figure III.4: Analyses du sol par ATG (en A) et par DRX (en B)

III.3.2. Le pH et la conductivité électrique du sol de Buterere

Les résultats pour le pH et la conductivité électrique sont montrés à la Figure III.5. La valeur du pH varie de 7,09 à 8,30 avec une valeur moyenne de $7,6 \pm 0,3$. Les organismes du sol sont inhibés par une forte acidité, et la plupart des cultures poussent mieux dans des sols minéraux ayant un pH de 6,5 (<https://urlz.fr/fGgR>). Etant donné que la valeur requise du pH d'un sol agricole se situe entre 4 et 7 (EU, 2015), on voit que le pH de presque tous échantillons de sol est assez proche de la valeur supérieure de 7, convenable pour un sol agricole, mais légèrement basique.

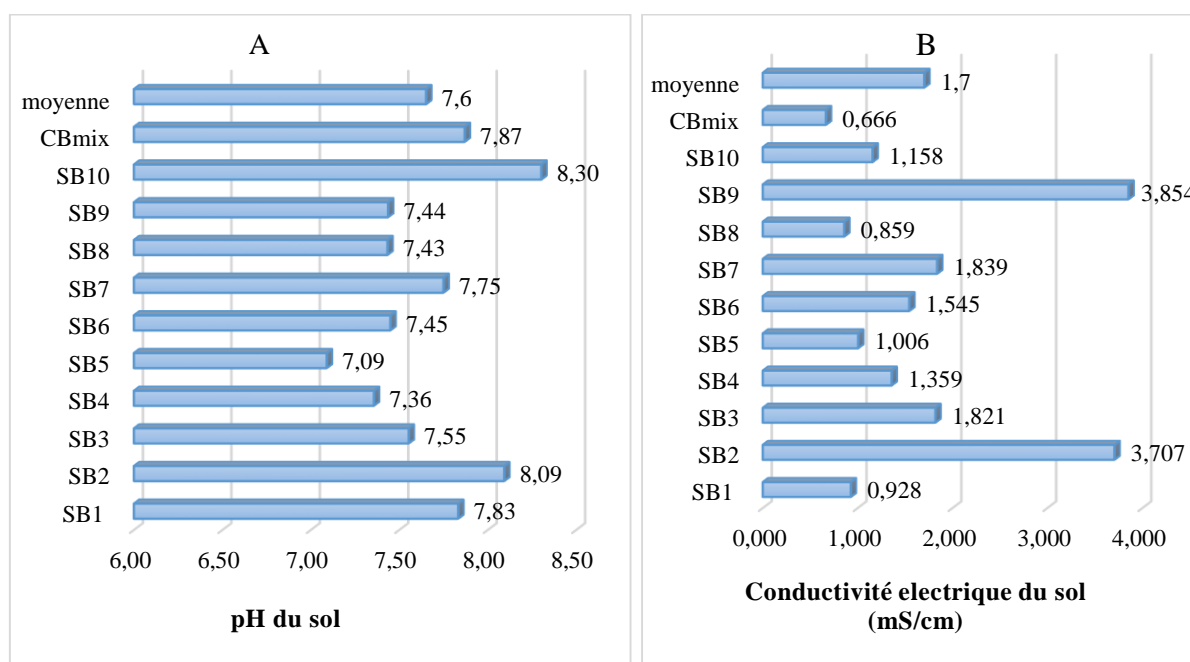


Figure III.5 : pH (en A) et la conductivité électrique (en B) du sol sur le site de Buterere

La plupart des échantillons ont une conductivité située entre 0,7 et 2 mS/cm tel que présentée à la figure III.5 B. On y décèle deux valeurs (SB2 et SB9) proches de 4 mS/cm. Pour l'ensemble des échantillons, la valeur moyenne $\chi_{\text{moy}} = 1,7 \pm 0,8$ mS/cm. La valeur requise pour un sol agricole est de 1mS/cm. Cette valeur est la conséquence d'une décision (UE) 2015/2099 de la commission du 18 novembre 2015 établissant les critères écologiques pour l'attribution du label écologique de l'Union Européenne aux milieux de cultures, amendements pour sols et paillis (notifiée sous le numéro C (2015) 7891). En tenant compte de cette valeur guide de 1mS/cm selon la réglementation de l'Union Européenne (EU, 2015), le sol du site de Buterere a donc une conductivité supérieure à cette valeur requise pour un sol agricole, ce qui favorise la présence de substances polluantes ionisées.

III.3.3. Teneurs en métaux lourds (mg/kg) des sols de BUTERERE

Les résultats d’analyse par fluorescence aux rayons X mettent en évidence la présence de métaux lourds dans les sols du site de Buterere. Il s’agit de l’aluminium (Al), le fer (Fe), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le manganèse (Mn), le nickel (Ni) et le zinc (Zn). Le Cadmium n’a pas été détecté par XRF dans les sols du site ; il a fallu recourir à la mise en solution et l’analyse par ICP-OES. L’arsenic n’a pas été détecté et le manque de réactif ne nous a pas permis de mettre en évidence le mercure. Les résultats bruts de FRX et d’ICP-OES sont présentés en annexes I.1-3.

L’analyse des échantillons par FRX montre les teneurs totales des métaux lourds des sols sous étude, tandis que les résultats obtenus par ICP-OES montrent les métaux lourds qui passent en solution lors d’une attaque acide (suivant la méthode décrite dans la section III.1.5.2). Les résultats bruts sont présentés dans les annexes I.1-3, tandis qu’une synthèse qui résume les minima, maxima et les médianes des résultats obtenus par FRX et ICP-OES est présentée dans le Tableau III.2. Il est à noter que les analyses par XRF et ICP-OES ont montré que les sols sous étude ne sont pas homogènes.

Tableau III.2: Récapitulation des teneurs en métaux lourds dans les sols de Buterere (mg/kg)

Métal	Concentration des sols de Buterere (mg/kg) [ICP-OES]			Concentration des sols de Buterere(mg/kg) [FRX]			Réf WHO (1996)	Réf. EU (2015)	MEF -2007
	Cmin	Cméd	Cmax	Cmin	Cméd	Cmax			
Al	4599	6437	9320	48000	62000	102000	VND	VND	VND
Cd	0,8	1,6	4	-	-	-	0,8	3	1
Cr	75	98	806	300	393	1903	100	100	100
Cu	15	38	141	57	109	236	-	100	100
Fe	11050	14698	36437	18000	29000	46000	7000	-	-
Mn	158	593	901	277	904	1563	-	-	-
Ni	418	874	1182	686	1207	1533	35	90	50
Pb	54	129	3339	40	90	2503	85	150	60
Zn	39	237	903	84	445	1277	50	300	200

L’examen des résultats résumés au Tableau III.2 et détaillés à travers les tableaux et les diagrammes présentés en annexes I.1-3 révèle une présence de métaux lourds sur tout l’espace échantillonné à des valeurs dépassant de loin les valeurs admissibles pour un sol de culture et d’habitat, sauf pour l’Al, le Fe et le Pb qui sont détectés de façon irrégulière à certains points d’échantillonnage. Pour le chrome et le plomb, des valeurs exceptionnellement élevées ont été

identifiées aux points B4 (Pb) et B9 (Cr), respectivement de 1903 mg/kg et 2503 mg/kg. Il faut cependant constater que, hormis ces 2 valeurs très élevées, la valeur médiane pour l'ensemble des autres points de prélèvements est nettement faible. Il s'agit cependant d'une pollution existante sur terrain avec un risque probable d'un transfert à la biodiversité en général et à l'homme en particulier.

Les métaux lourds dont le Ni, le Cu et le Zn ont été mis en évidence en divers points d'échantillonnage, et des valeurs extrêmes pour ces polluants métalliques ont été identifiés en B6 et B8. Les teneurs trouvées ont été comparées aux valeurs limites acceptables pour un sol de culture : nous avons constaté qu'il existe une pollution nette par ces métaux lourds. En effet, les valeurs médianes déterminées dépassent les valeurs admissibles pour les éléments Cd, Fe, Ni, Pb et Zn qui sont respectivement de 0,8mg/kg pour Cd ; 100mg/kg pour Cr ; 7000mg/kg pour Fe ; 35mg/kg pour le Ni ; 85mg/kg pour le Pb et 50mg/kg pour le Zn (WHO, 1996). Ces polluants trouvés en concentration importantes, attestent l'évidence d'une pollution ; c'est le cas du plomb et du chrome, substances toxiques et dangereuses pour la santé humaine. Néanmoins, pour le Cu, les valeurs médianes ne dépassent pratiquement pas les valeurs de référence.

Si on compare les résultats de FRX à ceux d'ICP-OES, on constate que les teneurs obtenues par FRX sont toujours supérieures à celles d'ICP-OES, à l'exception du plomb (échantillon SB4 très hétérogène). Cela montre que la mise en solution de ces polluants n'est pas totale : certains métaux lourds ne passent pas totalement en solutions et donc sont seulement dosés par la FRX. D'ailleurs, l'expérience a montré que lors d'une DRX réalisée sur les résidus se trouvant sur le papier filtre (après attaque acide), ces derniers contenaient encore des métaux lourds. Ainsi les trois méthodes (FRX, DRX, et ICP-OES) sont complémentaires pour analyser les métaux lourds et métalloïdes.

En comparant nos résultats à ceux trouvés à Beijing, nous constatons que les teneurs en métaux lourds du sol sont plus élevés au site de Buterere qu'à Beijing, à l'exception du Cd (151,6 mg/kg), et Zn (6200 mg/kg). Le Cd, Hg et As n'ont pas été mesurés à Buterere. (Rong et al., 2017a).

A travers les sections suivantes, nous passons en revue des résultats obtenus par FRX pour chaque métal (sauf pour Cd qui n'a été détecté que par ICP-OES) présent dans la zone d'étude. En effet, la population à proximité du site de Buterere est exposée à cette contamination totale suivant diverses voies d'absorption, dont l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané.

III.3.3.1. La teneur en aluminium

Les résultats obtenus par FRX prouvent la présence de l'aluminium à des teneurs totales comprises entre 48000mg/kg et 102000mg/kg, avec une valeur médiane de 62000mg/kg (Tableau III.2 et Figure III.6). En procédant à la mise en solution par attaque acide et dosage par ICPOES, les teneurs en Al varient de 4599mg/kg à 9320mg/kg, avec une valeur médiane de 6437mg/kg. Deux sites d'échantillonnage SB1 (97000mg/kg) et SB5 (102333mg/kg) dépassent légèrement la teneur habituelle pour un sol naturel de 8% (Kabata-Pendias, 2010), ce qui prouve l'apport anthropogénique d'Al contenu dans les déchets déposés à cet endroit. Il est aussi évident que ces deux points se trouvent en aval de la décharge (Figure III.1) ce qui justifierait leur transport pendant les saisons de pluies. Néanmoins, il n'existe pas de valeurs limites pour les sols, en ce qui concerne cet élément, dans les textes réglementaires en vigueur.

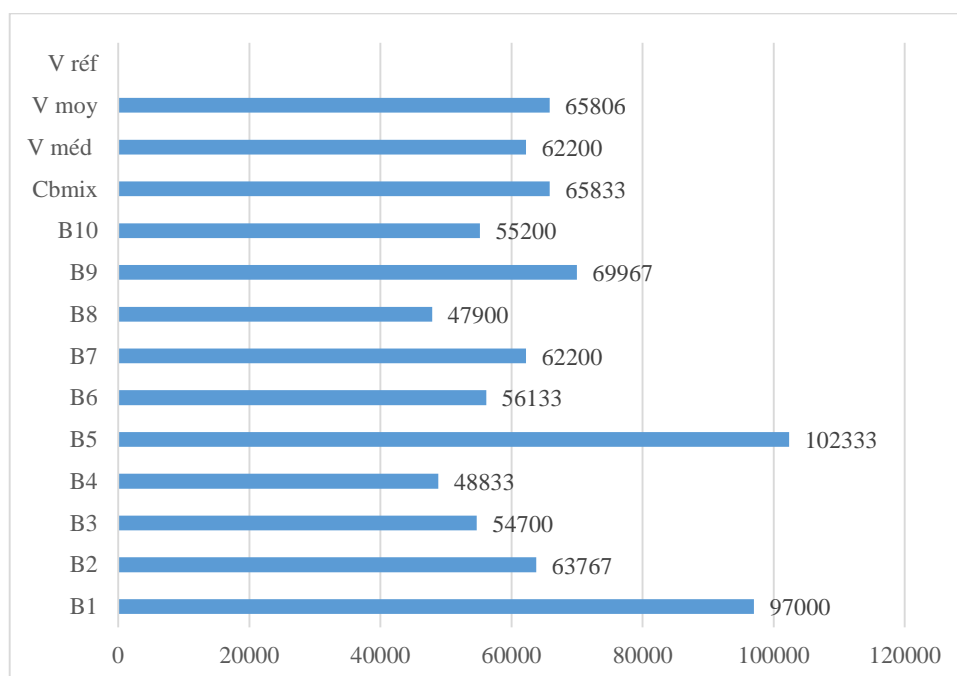


Figure III.6 : Teneurs totales en Al des sols de l'ancienne décharge de Buterere

L'aluminium est le troisième élément le plus abondant de la croûte terrestre; il se situe à environ 8% (Kabata-Pendias, 2010). Il peut être toxique pour les plantes, en particulier lorsqu'il est solubilisé par des sols acides (Kochian, 1995). Les recherches sur l'absorption d'Al par les plantes sont limitées. Il est bien connu que l'accumulation d'Al dans les plantes est affectée par les formes mobiles et potentiellement biodisponibles d'Al présentes dans les sols.

En outre, les ions aluminium en solution dépendent de la valeur du pH (Kabata-Pendias, 2010) :

- Al^{3+} au pH: 4-5;

- Al(OH)^{2+} et Al(OH)_2^+ au pH 5,5 et 7;
- Al(OH)_4^- au pH compris entre 7–8.

En considérant le diagramme de Pourbaix de l'aluminium (Din-Stirbu, 2005), nous en déduisons que pour le site de Buterere, où le pH de l'eau et du sol vaut environ 7,6, l'Aluminium peut être présent sous la forme Al(OH)_4^- qui provient de l'hydrolyse des composés Al_2O_3 et $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ au pH compris entre 7–8. Il faut noter que la solubilité d'Al (III) au pH de 7,5 est en moyenne de $3,16 \times 10^{-5} \text{ mol/L}$ (<https://urlz.fr/f1h0>).

La teneur totale en Al des sols peut provenir de roches mères. Cependant, c'est la fraction d'Al mobile et échangeable qui joue un rôle important dans les propriétés agronomiques du sol. Dans des sols acides avec $\text{pH} < 5,5$, la mobilité de Al augmente fortement et l'Al entre très activement en compétition avec les autres cations. Une augmentation rapide de la solubilité de l'Al est observée principalement dans la gamme de pH étroite comprise entre 4,5 à 4,0. Les solutions de sols neutres contiennent de l'Al à environ $400 \mu\text{g/L}$, alors que dans le sol de pH 4,4, la concentration en Al était de $5700 \mu\text{g/L}$ (Kabata-Pendias, 2010).

On constate aussi que les teneurs en Al varient discrètement sur les différents points d'échantillonnage (Figure III.4). Cela est dû au fait que l'entreposage de déchets sur le site s'est déroulé sans ordre, les déchets non triés étant évacués de la ville et disséminés sur site en vagabondage. L'origine de cette teneur excessive identifiée à ce site serait l'aluminium contenu dans les différents types de déchets qu'a reçu ledit site dans le passé. A cet effet, il convient de souligner que l'aluminium a été largement utilisé pour la fabrication, par exemple d'ustensiles de cuisine, certaines parties de matériel médical et scientifique, emballages divers et des boîtes de conserve. Les sels d'aluminium ont été utilisés comme stabilisants du pH, conservateurs, etc. Différents composés d'aluminium sont utilisés dans les cliniques (fluides de dialyse) et également dans la fabrication de cosmétiques (Barabasz et al., 2002).

D'un autre côté, des études de toxicologie environnementale au cours des dernières années ont révélé que l'aluminium pourrait être une cause de nombreuses maladies chez l'homme et les animaux (Sun et al. 2018 ; Djouina et al. 2016 ; Kandimalla et al. 2016 ; Oztürk et Ozdemir 2015). Il pourrait également induire des effets nocifs sur les racines des plantes. L'aluminium serait neurotoxique mais n'est pas, jusqu'à ce jour, confirmé comme l'un des contaminants qui causent la maladie d'Alzheimer. (WHO, 1997; Exley et Vickers 2014). Pourtant, il est confirmé que l'exposition occupationnelle à l'aluminium peut également provoquer des maladies pulmonaires obstructives dont l'asthme (Nordberg et Fowler, 2019).

III.3.3.2. La teneur en Cadmium des sols de Buterere

Les résultats d'ICP-OES révèlent la présence du Cd dans les sols de Buterere, tandis que pour la méthode de FRX, cet élément en trace métallique est en dessous de la limite de détection. En considérant ces résultats d'ICP-OES présentés à la Figure III.7, les teneurs en ce polluant varient de 0,8mg/kg à 4mg/kg, avec une valeur médiane de 1,6mg/kg, qui dépasse la valeur limite de 0,8-1mg/kg (MEF,2007 ; WHO, 1996).

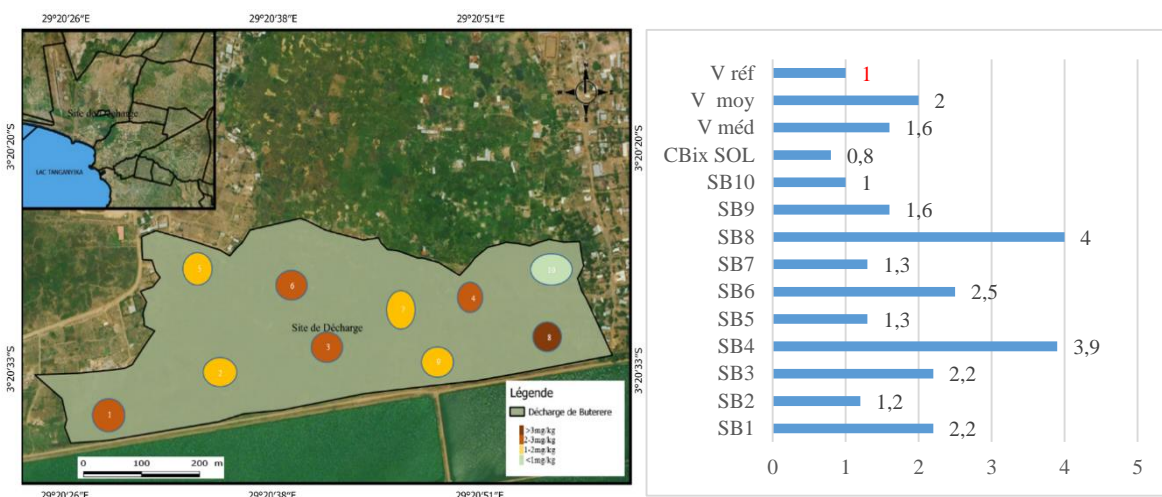


Figure III.7: Profil et diagramme des teneurs en Cd dosé par ICP-OES pour les sols aux différents points d'échantillonnage de l'ancienne décharge de Buterere

Les teneurs élevées sont détectées aux sites B4 et B8 (respectivement de 3,9mg/kg et 4mg/kg). Par ailleurs, il est évident que cet élément de trace métallique est présent presque partout sur la zone d'étude (excepté en B10 et au contour CB). Néanmoins, ces teneurs sont relativement faibles, si on les compare à celles détectées sur une ancienne décharge de Beijing, dont la moyenne s'élève à $151,6 \pm 24,7$ mg/kg (Rong et al., 2017a). Cette différence de concentration peut être expliquée par le fait que la décharge de Beijing est localisée dans une zone potentiellement industrielle avec beaucoup de rejets contenant ce polluant.

En outre, les résultats d'une étude sur la solubilité du Cd dans le sol ont montré des concentrations élevées d'éléments dans le milieu acide à pH 2, alors que les concentrations diminuaient à mesure que le pH augmentait pour atteindre le milieu neutre (Soltan et al., 2019). Ainsi, au site de Buterere où le pH moyen du sol est de 7,6, le Cd est moins soluble: cela est probablement lié à la présence de matières organiques qui peuvent immobiliser le Cd (Yuan et al., 2019). En se référant à la valeur du pH, le Cd présent au site de Buterere est donc moins biodisponible aux plantes qui couvrent le sol du site (voir résultats sur les teneurs en ETM des légumes feuilles plus loin). Notons que, pour les occupants du site, le Cd présente un danger lié

à sa volatilisation atmosphérique du fait que la teneur biodisponible du Cd dans les dépôts atmosphériques est plus élevée que celle des sols de surface correspondant (Feng et al., 2019). Le vent fort qui souffle du Lac Tanganyika vers la plaine abritant le site de Buterere favorise la dispersion du Cd détecté dans les sols dudit site. Ainsi, la population à proximité de ce site est continuellement exposée à ce polluant par inhalation, ou par contact cutané. Une autre voie d'exposition est liée à la consommation des légumes contaminés par les dépôts atmosphériques de Cd. L'évaluation des risques sanitaires y relatifs sera explorée au chapitre VI.

Quant à l'origine du Cd mis en évidence, ce polluant résulterait sans doute de la dégradation des déchets d'alliages, les piles, les anticorrosifs, les restes de peintures et pigments, les plastiques (<https://cutt.ly/wlD0ZDi>), etc. Il est à noter que dans le sol non contaminé, les concentrations de cadmium sont généralement inférieures à 1 mg/kg (Nordberg & Fowler, 2018). Les nuisances dues à ce polluant dans l'organisme concernent l'appareil respiratoire, les reins, les os. Etant classé dans le groupe 1 des substances cancérogènes (IARC, 2012), il peut donc induire le cancer. On peut aussi ajouter son incidence sur la stérilité et son action en tant que perturbateur endocrinien. Il a été aussi prouvé que l'excrétion urinaire de cadmium chez les femmes est deux fois plus importante que chez les hommes, indiquant un risque plus élevé pour la santé des femmes (X. Liu et al., 2018) (Figure III.8).

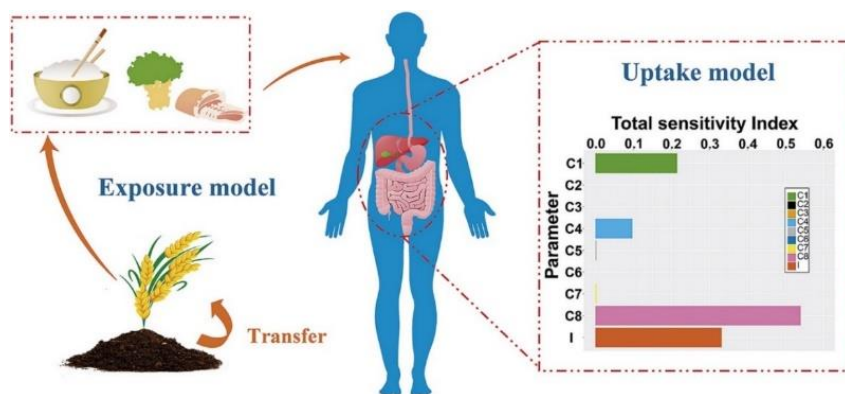


Figure III.8 : Estimation d'effets cumulatifs de la pollution au cadmium sur la santé humaine (X. Liu et al., 2018)

Dans leur étude, Liu et al. (2018) proposent un modèle toxicocinétique de chaîne pour évaluer le transfert du cadmium du sol au riz puis à l'homme en reliant la fonction de Freundlich étendue, basée sur les données expérimentales. Ayant utilisé le biomarqueur de la concentration urinaire de cadmium pour évaluer les risques pour la santé, les résultats ont indiqué que le risque était élevé et que l'excrétion urinaire de cadmium augmentait avec la concentration de cadmium

dans le riz et l'âge. En plus, l'analyse de sensibilité a mis en évidence l'influence de la fraction de cadmium transférée dans la voie réno-urinaire, de la consommation hebdomadaire de cadmium et de l'absorption gastro-intestinale, selon la même étude. Compte tenu de cette étude, la population qui environnent le site de Buterere y cultivant régulièrement et consommant la récolte de plantes vivrières diverses serait exposé à une contamination en Cd.

III.3.3.3. La teneur en Chrome des sols de Buterere

Les teneurs totales en Cr des sols de Buterere varient de 300 à 1903mg/kg (analyse par FRX) avec une valeur médiane de 393mg/kg. Après l'analyse par ICP-OES les résultats présentés au Tableau III.2 et repris à la Figure III.9 montrent qu'elles varient de 75 à 806mg /kg avec une valeur moyenne de 98mg/kg. En considérant les teneurs totales, ces dernières dépassent la valeur de référence de 100mg/kg (MFE, 2007). Si le chrome détecté au site de Buterere se présenterait sous la forme non ionique, il pourrait progressivement devenir solubles sous l'effet des pluies légèrement acides, dont la valeur moyenne du pH a été mesurée à Bujumbura et s'élevant à 6,77. Dans ces conditions, la biodisponibilité de ce polluant aux végétaux ne serait pas négligeable.

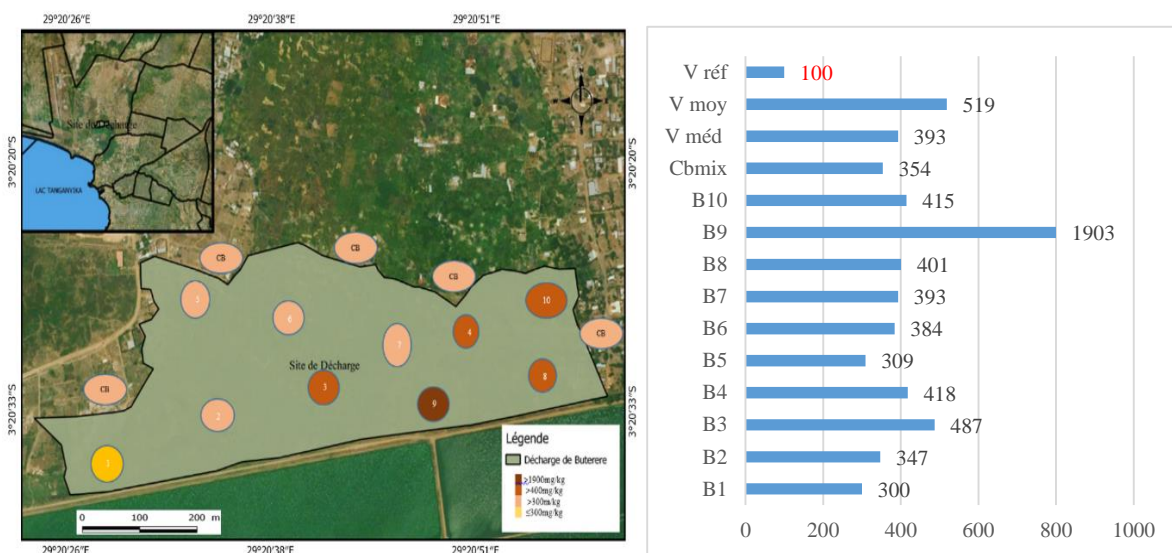


Figure III.9 : Profil et diagramme des teneurs en Cr (en mg/kg) des sols de l'ancienne décharge de Buterere

Ces teneurs élevées en Cr proviennent probablement des déchets issus de divers produits et équipements industriels des ménages et unités industrielles. Cependant, une valeur très extrême de (1903mg/kg) a été identifiée en B9, un endroit où des déchets contenant trop de chrome y ont été déversés, dont ceux qui proviendraient d'usines de tannage des peaux.

Nous rappelons que divers composés de Cr(VI) sont utilisés dans le tannage du cuir, la production de textiles, peintures et pigments, et le chrome de placage (Pellerin & Booker, 2000). Les autres sources d'émission du chrome seraient la combustion des déchets, dont des plastiques les résidus d'acier inoxydable issus de la soudure, de restes de peintures industrielles, des résidus émanant de revêtements, et des tours de refroidissement qui utilisent Cr (VI) comme inhibiteur de rouille (Pellerin & Booker, 2000).

En outre, en tenant compte du diagramme de Pourbaix du Cr (Monchy, 2007), ce dernier existe à l'état stable sous 3 étages d'oxydation : 0, III et VI. Cela nous révèle que, au pH du sol de Buterere variant de 7,1 à 8,3, le chrome peut être sous les formes Cr (0), Cr (III) et Cr (VI).

La forme Cr (VI) est très soluble, mobile et toxique pour les humains, les animaux et les plantes. La génération du Cr (VI) toxique dans les sols et les sédiments provient de l'interaction entre deux phases peu solubles : les silicates ou oxydes (hydroxydes) de Cr (III) et les oxydes de Mn (III/IV), qui conduisent à sa production (Hausladen & Fendorf, 2017).

Concernant la toxicité, le Cr (III) pénètre difficilement dans la cellule, ce qui constitue un avantage pratique. Par contre le Cr (VI) le plus toxique, entre dans l'organisme très facilement. Sa cancérogénicité est due au fait que, quand il entre dans la cellule, les complexes Cr-ligands vont se rompre et le Cr (VI) se réduit en Cr (III), ce qui s'accompagne d'une formation de radicaux libres (*OH et *O₂) qui interagissent avec l'ADN ; cela entraîne la formation des adduits Cr(III)-ADN et la mutation induite de l'ADN qui est donc endommagée (Quievryn et al., 2003; Quievryn et al., 2002). Ces transformations sont schématisées à la Figure III.10.

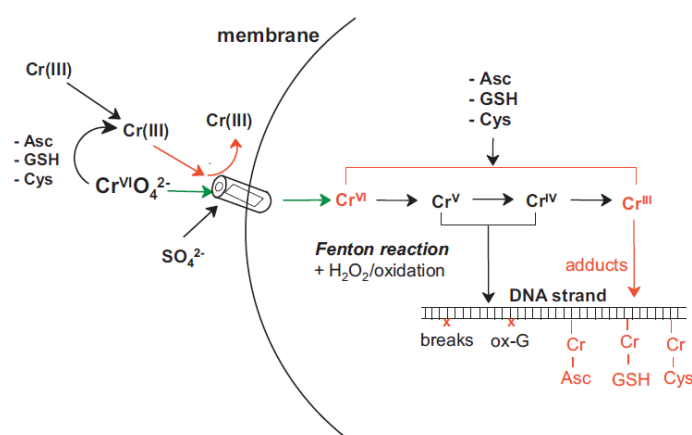


Figure III.10 : Absorption du chrome et modification de l'ADN (Jomova & Valko, 2011)

III.3.3.4. La teneur en cuivre des sols de Buterere

La teneur en cuivre trouvée dans le site de Buterere oscille de 57mg/kg à 236mg/kg ; la valeur médiane calculée sur tous les points d'échantillonnage est de 109mg/kg et dépasse légèrement la valeur limite (100mg/kg) préconisée par l'UE pour un sol de culture (Tableau III.2) . Ce métal lourd est en dessous de la valeur de référence à certains sites de prélèvement dont B1, B2, B5, et B10 où les teneurs respectives en Cu sont de 61mg/kg, 76mg/kg, 61mg/kg, 71mg/kg et 57mg et (résumé à la Figure III.11). Aux autres endroits dont B3, B4, B6 et B9, le cuivre y est concentré et dépassant largement la référence, avec des teneurs respectives de 174mg/kg, 204mg/kg, 160mg/kg, 236mg/kg et 155mg/kg. Néanmoins, la teneur détectée autour du site (57mg/kg pour CBmix à +/-20m du contour la décharge) est inférieure à la valeur limite ; ce métal lourd n'est pas encore dispersé en dehors du site pollué.

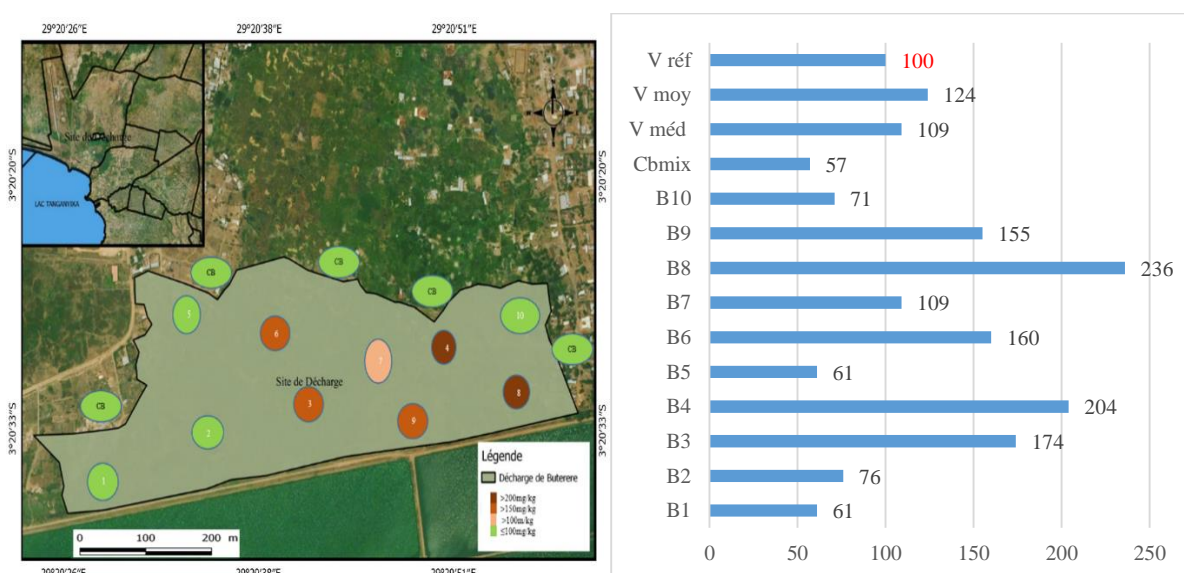


Figure III.11: Profil et diagramme des teneurs totales en Cu (mg/kg) au site de Buterere

Cependant les sites B4 et B8 se distinguent des autres sites d'échantillonnage par leurs teneurs en Cu les plus élevées. Cela peut faire l'objet d'une exposition prolongée à ce polluant, vu que ces endroits sont intensément occupés par des maisons d'habitation (Figure III.1). Les résultats de la présente étude montrent une variabilité des teneurs en cet élément, en provenance des déchets qui y ont été déposés en vrac.

Pour les sols du site de Buterere, on peut estimer les différentes formes possibles sous lesquelles se présenterait le cuivre. D'après le Diagramme de Pourbaix du cuivre, les formes possibles du cuivre dans un milieu dont le pH est proche de 7,6 sont : Cu solide, Cu₂O solide et CuO solide (Mwendo, 2015). La dissociation de ces formes peut libérer les ions Cu⁺ et Cu²⁺, formes assimilables par les plantes. Le pH joue un rôle significatif sur les effets de sorption des

différents ions métalliques existant dans le sol. Gao et al. (2019) mettent en évidence l'impact du pH, des matières organiques et de l'humidité des nanoparticules d'oxyde de cuivre. Le pH du sol et les matières organiques ont une grande influence sur leur comportement de dissolution. Il a été démontré qu'un pH plus faible réduit la sorption tout en augmentant la biodisponibilité et la mobilité des différents ions métalliques et vice-versa (Gao et al., 2019).

Comme le Cu a une grande affinité pour la matière organique issue de la dégradation des déchets fermentescibles, il est relativement moins lessivé dans le sol et s'y accumule donc (Sauvé et al., 1997). L'accumulation continue de Cu dans les sols agricoles augmente la phytotoxicité et nuit à la sécurité alimentaire (Wu et al., 2010a; 2010b).

Les déchets qui ont été entassés à Buterere ont subi une dégradation physicochimique sous l'effet de lixiviation par des précipitations abondantes, les composées de cuivre s'altèrent et percolent progressivement en solutions aqueuses dans le sol. Lors de la décomposition ou de la combustion, ces déchets libèrent des niveaux modérés à élevés du Cu et d'autres métaux lourds, susceptibles de nuire aux organismes du sol, à la qualité de l'eau, à la santé animale et à la santé humaine (Jomova et Valko, 2011).

La littérature rapporte que ce métal en trace est un polluant environnemental ayant des effets négatifs sur la santé de l'être humain, surtout sur son système nerveux. Il a aussi des implications sur les maladies chroniques dues à sa bioconcentration comme l'hémolyse, la cytolysse hépatique, atteinte tubulaire rénale et les rapport du domaine médical confirment sa corrélation avec le cancer (Gupte and Mumper 2009; Roberts et al. 2010). La population à proximité du site de Buterere s'approvisionne en produits agricoles vivriers cultivés sur le même site contaminé. En plus, les maisons érigées sur ce site constituent une exposition permanente à la pollution.

III.3.3.5. La teneur en fer des sols de Buterere

Au niveaux du site, les teneurs totales trouvées par FRX varient de 18×10^3 mg/kg à 46×10^3 mg/kg, avec une valeur médiane de 29×10^3 mg/kg tandis que pour un sol naturel, le fer total peut s'élever à 80×10^3 mg/kg (Ibanez et al., 2010). La valeur médiane du Fe soluble en acide a été déterminée par ICP-OES et s'élève à 14698 mg/kg ; elle dépasse significativement ($p < 0,05$) la valeur limite fixée à 7000 mg/kg pour un sol de culture (WHO, 1996). A tous les points d'échantillonnage, les résultats ont montré des teneurs dépassant ladite valeur limite. Ainsi on voit qu'il s'agit d'une pollution évidente en ce métal qui nécessite une action remédiate. Les cultures qui sont effectuées à cet endroit font appel à une attention sanitaire, pour le bien être

familier. Comme le montre la Figure III.12, les site B4 et B9 sont les plus contaminées en Fe, avec des teneurs qui dépassent 40 000mg/kg.

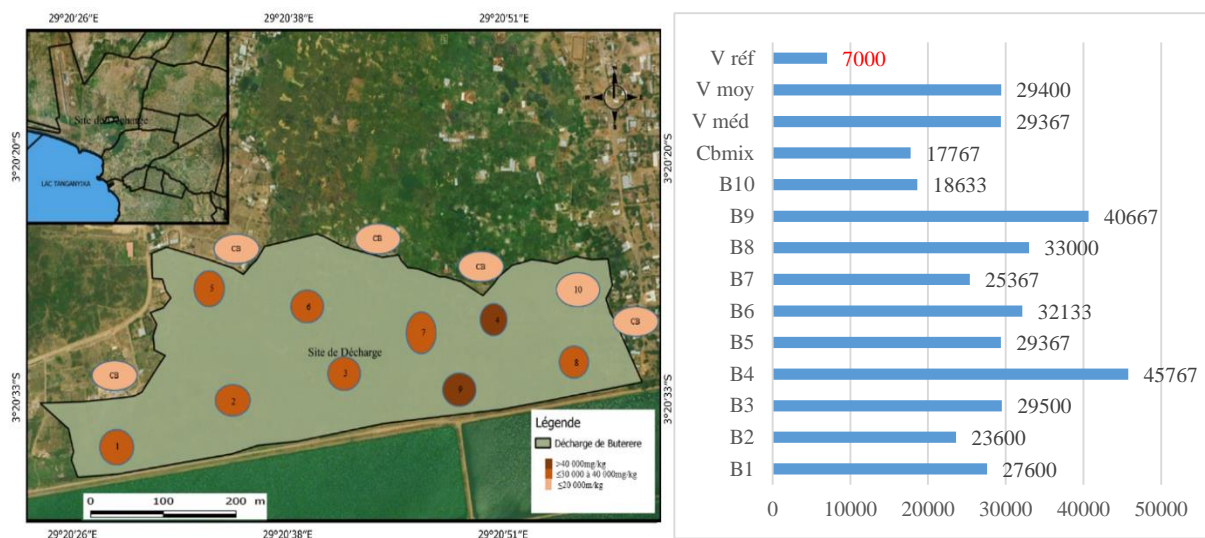


Figure III.12: Profil et diagramme des teneurs totales en Fe (mg/kg) du site de Buterere

Le fer est le deuxième métal le plus abondant de la croûte terrestre (EPA, 1993). Il est l'élément crucial pour la croissance et la survie de presque tous les organismes vivants (Valko et al.; 2005). Il constitue l'une des composantes vitales de organismes comme les algues et des enzymes telles que les cytochromes et la catalase, ainsi que des protéines transportant l'oxygène, telles que l'hémoglobine et la myoglobine (Vuori, 1995). Le fer est un métal de transition attrayant pour diverses réactions d'oxydoréduction dans les processus biologiques, en raison de son interconversion entre les composés ferreux et ferriques :



Nous rappelons que le pH du sol de Buterere pH varie de 7,09 à 8,30 avec une valeur moyenne de $7,6 \pm 0,3$. Dans les sols neutres à alcalins, comme ceux du site de Buterere, l'activité du Fe^{3+} est souvent contrôlée par des composés de fer en phase solide (Meena et al., 2017). A cette valeur de pH, les formes possibles du Fe sont : hydroxydes (Fe(OH)_3), sidérites FeCO_3 et pyrite (FeS_2) (US EPA, 2003). La solubilité des minéraux de Fe dans le sol est généralement très faible ; cependant, l'interaction avec les plantes, les microbes et les substances organiques peut améliorer la formation de complexes de Fe (III) soluble et augmenter la disponibilité du Fe pour la croissance des plantes (Colombo et al., 2014). Le site de Buterere réunirait les conditions de solubilisation des minéraux du Fe (III) à cause de sa charge en nutriments et des substances organiques en décomposition, provenant des déchets solides y déversés.

Du point de vue des risques écologiques, la principale préoccupation concernant le fer n'est pas la toxicité chimique directe en soi, mais l'effet du fer en tant que médiateur dans la géochimie d'autres métaux (potentiellement toxiques) et le danger physique potentiel du dépôt de floculant (US EPA, 2003). La toxicité ferreuse aux plantes est associée à une augmentation de l'absorption et de la translocation du fer par la cime des plantes. Par exemple, Rhoads (1971) a constaté que chez les plants de tabac accablés par une toxicité ferreuse, la force des feuilles diminue avec l'augmentation de la teneur en fer entre 450 et 1126 ppm.

Chez l'homme, la toxicité du fer sur les cellules conduit à des lésions tissulaires ; cela génère des mécanismes d'oxydations et de réduction au sein de la cellule et entraîne progressivement une toxicité des organites intracellulaires tels que les mitochondries et les lysosomes. Une large gamme de radicaux libres est susceptible de causer des dommages cellulaires à cause d'un apport excessif en fer. Ainsi, le fer produit des radicaux libres d'hydrogène qui attaquent l'ADN, entraînant des dommages cellulaires, une mutation génétique et des transformations malignes qui provoquent à leur tour un tableau des maladies (Grazuleviciene et al., 2009).

L'empoisonnement par le fer a toujours été un sujet d'intérêt principalement pédiatrique. Les enfants sont très sensibles à la toxicité du fer car ils sont exposés à un maximum de substances contenant ce métal (Albretsen, 2006). Ceci serait le cas des enfants qui vagabondent les terrasses du site de Buterere. Enfin, il a été rapporté que les travailleurs fortement exposés à l'amiante contenant près de 30% de fer présentent un risque élevé d'asbestose, qui est la deuxième principale cause de cancer du poumon (Nelson, 1992).

III.3.3.6. La teneur en manganèse des sols de Buterere

Sur le site de Buterere, la teneur totale en manganèse varie de 277mg/kg à 1563mg/kg, la valeur médiane pour tout le site étant de 904mg/kg (Figure III.13). Il se voit qu'au niveau de tous les points d'échantillonnage, ce métal est présent en forte concentration, dépassant la valeur limite acceptable pour un sol agricole (100mg/kg) au-delà de laquelle les plantes commencent à subir des effets toxicologiques (Howe et al., 2004).

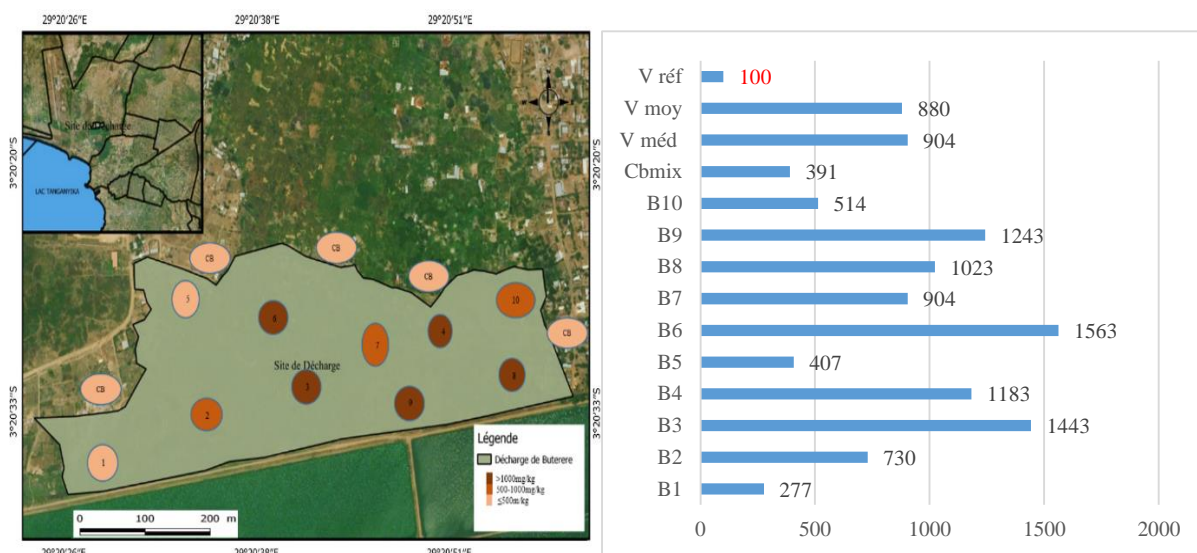


Figure III.13 : Profil et diagramme des teneurs totales en Mn (mg/kg) du site de Buterere

A titre d'exemple, le manganèse est toxique pour le soja à partir d'une concentration de 100µmol/L en solution aqueuse du sol (Santos et al., 2017). Les symptômes de toxicité du manganèse pour les organismes végétaux terrestres varient considérablement avec les espèces et concernent les chloroses marginales, les lésions nécrotiques et le développement des feuilles avec déformation. Des concentrations toxiques de manganèse dans les tissus des plantes cultivées varient considérablement, avec des valeurs critiques allant de 100 à 5000 mg/kg (Howe et al., 2004). Néanmoins les réglementations en vigueur ne précisent pas une valeur de référence pour le sol de culture (Santos et al., 2010).

L'origine du manganèse détecté à Buterere serait étroitement liée aux déchets dégradés car cet élément est principalement utilisé dans la fabrication de l'acier et des alliages (ferromanganèse et cuivre-manganèse)(Budavari et al., 1996). Les composés du manganèse peuvent également être libérés en provenance de déchets de piles, bobines électriques, céramiques, les allumettes, le verre, les teintures, engrais (sulfate de manganèse), agents oxydants, antiseptiques (permanganate de potassium), catalyseurs (acétate de manganèse), pesticides (permanganate de potassium), pigments (sulfate de manganèse) et additifs alimentaires pour les animaux dont le sulfate de manganèse, carbonate de manganèse (US EPA, 2015).

En outre, de nouvelles données suggèrent qu'au-delà du manganisme professionnel traditionnellement reconnu, les expositions au manganèse et les toxicités qui en résultent se produisent en fonction de divers facteurs environnementaux, dont les sources fréquentes sont les aliments contaminés, l'eau, sol et air contaminés par des facteurs naturels ou anthropiques (O'Neal & Zheng, 2015).

Après une absorption rapide dans le corps, due à des expositions par voie orale ou par inhalation, le Mn a une demi-vie relativement courte dans le sang, mais une demi-vie relativement longue dans les tissus. Des données récentes suggèrent que le Mn s'accumule de manière substantielle dans les os, avec une demi-vie d'environ 8 à 9 ans dans les os humains. La toxicité du Mn a été associée à un dysfonctionnement dopaminergique lors d'analyses neurochimiques récentes. Les données existantes sur les nuisances à l'homme indiquent que des facteurs individuels tels que l'âge, le sexe, l'ethnie, la génétique et des conditions médicales préexistantes peuvent avoir de profondes répercussions sur la toxicité du manganèse.

III.3.3.7. La teneur en nickel des sols de Buterere

Par le dosage à l'aide de FRX, ce métal lourd a été identifié sur le site de Buterere à des teneurs totales oscillant entre 686mg/kg et 1533mg/kg, de telle façon que la valeur médiane calculée soit de 1203mg/kg (Figure III.15). En procédant à une mise en solution par attaque acide suivie d'un dosage par ICP-OES, les teneurs trouvées oscillaient de 418mg/kg à 1182mg/kg, avec une valeur médiane de 874mg/kg pour le site. En tenant compte de ces résultats (obtenus par FRX ou ICP-OES) et si on compare les valeurs médianes correspondantes à la teneur admissible de 90mg/kg pour le sol habitable et pour les cultures (WHO, 1996 ; MEF, 2007 ; EU, 2015), on constate que les teneurs en Ni sur le site de Buterere dépassent significativement ($p > 0,05$) les valeurs limites acceptables, selon le test t réalisé par SPSS 22. Il s'agit donc d'une pollution évidente sur le site qui contribue à la contamination de la biodiversité de la localité en général et de la population exposée en particulier.

Les teneurs extrêmes (supérieures à 1200mg/kg) sont localisées respectivement en B3, B4, B6, B7, B8 et B10 (colorés en noir). Ces teneurs énormes tiennent certainement pour origine les déchets y déposés dans le passé sans tri, tels que les produits en fin de vie contenant ce métal lourd, dont les aciers et divers alliages, piles au nickel-cadmium et au nickel-hydrure, divers composants électroniques, pièces de moteur, divers outils et articles ménagers, pièces de monnaie, bijoux et autres appareils médicaux (Nordberg & Fowler, 2018). La distribution du Ni sur l'étendue de l'ancienne décharge est présentée à la Figure III.14.

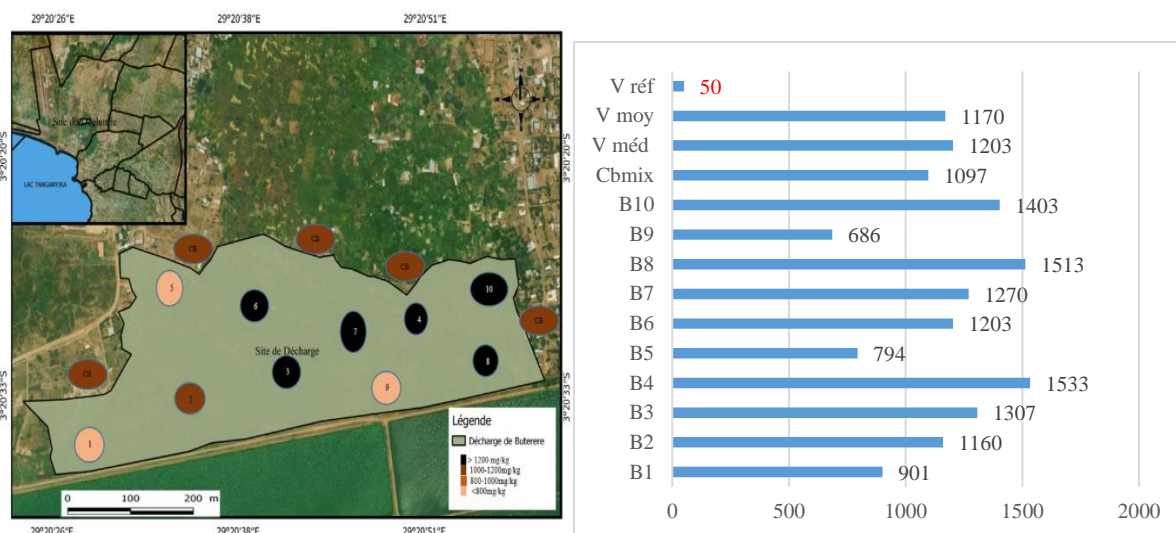


Figure III.14: Profil et diagramme des teneurs totales en Ni (mg/kg) des sols du site de Buterere

Cela a été confirmé lorsque, durant l’observation de ces sols de Buterere, on a pu retrouver quelques déchets résiduels de ces objets. Il est aussi de mentionner que les notions de gestion durable des DSM ne sont diffusées que très récemment, avec la promulgation du code de l’environnement (vers les années 2000). Avant cette période tous les déchets étaient rejetés sans tri, dans la décharge de Buterere. Malheureusement la même pratique continue jusqu’à ce jour, dans la décharge de Mubone, ce qui aura les mêmes effets.

D’après le diagramme de Pourbaix du Ni (Temam et Hachmi, 2015), ce métal se trouverait sous forme de Ni(s) et Ni(OH)₂, vers le pH de 7,6 du site de Buterere. Il peut également se présenter sous forme de Ni²⁺ (par action de pluies acides), NiO (bunsenite), NiS₂(vaesite et Ni₃S₄ (Heazlewoodite) (Éthier, 2011).

La présence des matières organiques résiduelles dans les sols de Buterere favorisent le développement du vers de terre qui accumule du Ni, réduisant ainsi sa biodisponibilité (G. Wang et al., 2020). Cette espèce d’invertébré fait partie des proies des volailles qui vagabondent le site de Buterere, cela aboutira à la contamination de l’homme à travers la chaîne alimentaire. On ne peut pas oublier de mentionner la bioconcentration de ce polluant à travers les espèces végétales comestibles couvrant le sol dudit site où s’approvisionne la population de Buterere. D’ailleurs, les poulets élevés en liberté sont sensibles aux contaminations par les métaux lourds provenant des activités des décharges (Enuneku et al., 2018). Le nickel est cité parmi les éléments de trace ayant un grand impact sur le risque sanitaire total à proximité de décharges (Enuneku et al., 2018).

Quant aux nuisances que le Ni peut générer nous pouvons citer (Nordberg & Fowler, 2019b) :

- L'effet sur la peau : le contact cutané avec des particules contenant du nickel provoque l'absorption de nickel par la peau et peut provoquer une inflammation. La dermatite de contact allergique induite par le nickel est une maladie à retardement. Après absorption dans la peau, le Ni sert d'haptène et est lié à des peptides endogènes.
- Toxicité pulmonaire et systémique : lors de l'inhalation de nickel carbonyle ($\text{Ni}(\text{CO})_4$) sous la forme volatile, la molécule se décompose rapidement, entraînant une toxicité aux poumons et au cerveau, à la fois pour les animaux et les humains.

Chez l'homme, les premiers effets respiratoires peuvent être légères ou transitoires, au cours des 2-3 jours suivant l'exposition au nickel-carbonyle, mais par la suite, des symptômes cliniques comprenant une toux, un essoufflement (dyspnée) et l'aggravation des symptômes de pneumonie et de maladies respiratoires aiguës la détresse peut apparaître. Les lésions alvéolaires dans les poumons sont maximales 4 à 6 jours après l'exposition au $\text{Ni}(\text{CO})_4$.

- Génotoxicité et cancérogénicité : L'UE classe les molécules du Nickel parmi les composés cancérigènes du groupe C car leur interaction avec l'ADN n'est pas directe (SCOEL, 2011). Les cellules de mammifères absorbent des composés de nickel, comme le sulfure de nickel insoluble, le monosulfure de nickel cristallin et les oxydes de nickel ; les ions nickel sont libérés par voie intracellulaire, provoquant une cytotoxicité, des aberrations chromosomiques et une instabilité génomique. L'inhibition des processus de réparation de l'ADN est un autre risque probable, expliquant la cancérogénicité du nickel.

Ainsi, vu la façon dont le site est occupé, il constitue un danger et une source de contamination de la population, soit directement (ingestion, inhalation ou cutané), soit indirectement par bioaccumulation dans les tissus humains à travers la chaîne alimentaire. La Figure III.15 met en situation des enfants en train de jouer sur cette ancienne décharge, plus précisément en B4, dans un espace vide et à côté d'une maison en construction. Cet endroit est le plus contaminé du site en Ni, à une teneur de 1533mg/kg de sol.



Figure III.15 : Illustration des enfants jouant dans une rue en terre battue sur le site de Buterere (B4)

En plus, on a détecté au même endroit du Pb à des teneurs élevées également. On peut se demander l'ampleur du danger pour la santé de la population qui y habite en général, et celle de enfants, des femmes enceintes et des personnes âgées en particulier, qui constituent les catégories les plus vulnérables. Nous rappelons que les teneurs en Ni détectées partout dépassent les valeurs limites proposées la littérature. En plus, le nickel est cité parmi les éléments en traces métalliques à effets chroniques tant cancérigènes que non cancérigènes. C'est pour cette raison que le nickel a été choisi parmi les autres éléments caractérisés pour les sols de Buterere, afin de procéder à des essais de sa phytoremédiation. Une section dédiée à ce point sera ultérieurement développée dans le septième chapitre réservé aux perspectives de remédiation. Les autres métaux non abordés pourraient être l'objet des travaux ultérieures de recherche.

III.3.3.8. La teneur en plomb des sols de Buterere

La teneur totale du plomb au niveau du site de Buterere varie de 44mg/kg à 2503mg/kg avec une valeur médiane faible (90mg/kg), d'après les mesures par FRX. En procédant à une mise en solution par attaque acide et un dosage par ICP-OES, de 54mg/kg à 3339mg/kg avec une valeur médiane de 129mg/kg. Si on compare les résultats obtenus pour les deux méthodes, nous

avons constaté que l'ICP-OES donne des teneurs en général supérieures à celle détectées par FRX ; ceci serait dû à l'hétérogénéité des échantillons de sols d'une part, et d'autre part, à la solubilité du Pb qui est prédite de manière moins satisfaisante, à partir des propriétés mesurées du sol que la solubilité des autres métaux (M. McBride et al., 1997).

En outre, les résultats trouvés montrent que ce polluant est présent dans certains points en fortes teneurs et majoritairement en faibles teneurs sur le site sous étude (Figure III.16). En particulier, au point B4, on a constaté une teneur élevée en Pb: cet endroit aurait reçu des déchets contenant beaucoup de plomb, par exemple les alliages de Pb, les batteries et cellules électrochimiques, les déchets chimiques, pharmaceutiques et dentaires.

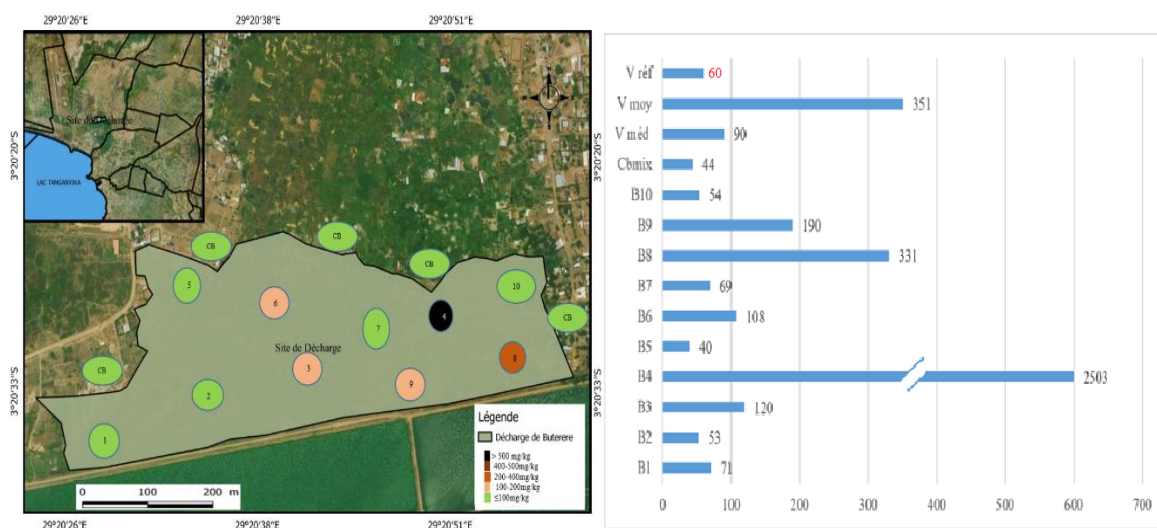


Figure III.16 : Profil et diagramme des teneurs totales en Pb (mg/kg) des sols de Buterere

La valeur limite étant de 60mg/kg pour un sol sans risque sanitaire (MEF, 2007), il est évident que ce site est susceptible de générer des maladies induites par le plomb dans la population à proximité. De ce faite une action remédiate est nécessaire pour le site et la prevention de cas pareils dans l'avenir. Signalons que d'après le diagramme de Pourbaix, au pH 7,6 en milieu aqueux, le Pb se présente majoritairement sous forme de Pb²⁺. Les autres formes minoritairement possibles sont Pb(s), Pb₃O₄ et PbO₂.

Quant à la toxicité du plomb, il est reconnu que :

Le plomb est un neurotoxique puissant chez le fœtus, le nouveau-né et le jeune enfant. Il traverse le placenta facilement et est toxique à la fois pour le système nerveux central et périphérique, provoquant ainsi des effets cognitifs et comportementaux. Dans de nombreuses études, l'agressivité et la délinquance ont également été citées comme symptômes de l'empoisonnement au plomb (Sharma et al., 2015; Olympio et al., 2009) ;

Le système squelettique est le principal site de dépôt du plomb dans le corps humain ; le plomb est associé à un certain nombre d'effets néfastes sur les os et les dents (Nordberg et al., 1991).

Le rein est une cible majeure de la toxicité du plomb chez les animaux expérimentaux-modèles et les humains (Nordberg et al., 2014).

Les systèmes : immunitaire, hématopoïétique, cardiovasculaire, nerveux central et périphérique sont également des cibles majeures pour la toxicité du plomb ; les expositions peuvent entraîner une suppression variable du fonctionnement du système immunitaire à la fois humoral et cellulaire, ainsi que l'hypertension (Scinicariello et al. 2010; Nordberg et al., 2014).

L'effet critique des expositions de la population se manifeste par des déficits cognitifs. A titre d'exemple, les taux de plombémie, même inférieurs à 100 mg/L entraîne des effets négatifs sur le développement du cerveau chez les enfants.

Au vu des concentrations mesurées, le site de Buterere présente, pour le plomb, un risque sanitaire qui sera discuté ultérieurement dans le chapitre VI.

III.3.3.9. La teneur en zinc des sols de Buterere

Le zinc a été mis en évidence sur le site de Buterere. Les résultats d'analyse sont présentés dans le Tableau III.2 et à travers la Figure III.17. Les détails sont rapportés dans les diagrammes de l'annexe I.3. Les teneurs en Zn oscillent entre 84mg/kg et 1277mg/kg, avec comme valeur médiane de 445mg/kg. Cette teneur dépasse la teneur de 200mg/kg qui est la valeur de référence pour un sol sans risque (MEF 2007).

Compte tenu des résultats obtenus pour le zinc, il est évident que le site est susceptible de causer des nuisances à tout être vivant qui y serait exposé, animal ou végétal, y compris l'homme. Le site de Buterere nécessite donc une action reméditative et/ou préventive comme d'autres polluants précédemment décrits. Ce polluant proviendrait des déchets électriques et électroniques de la décharge, notamment les piles électriques, les cellules électrochimiques, les déchets d'alliages de Zn, les plastiques, les semi-conducteurs, les déchets chimiques, pharmaceutiques.

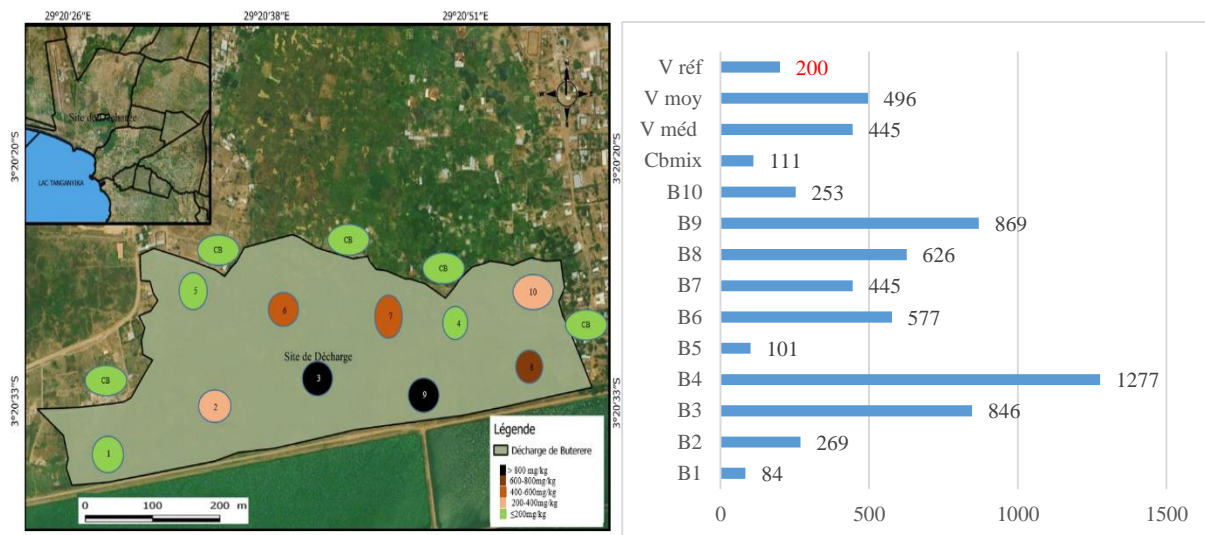


Figure III.17 : Profil et diagramme des teneurs totales en Zn (mg/kg) des sols du site de Buterere

En tenant compte du diagramme de Pourbaix pour le zinc, les formes sous lesquelles ce métal se présente au voisinage d'un pH de 7,6 : Zn (s) ; Zn(OH)₂ (<https://www.ac-clermont.fr>). Il devient soluble (Zn²⁺) pour un pH inférieur à 6,8. L'évaluation des risques pour la santé a montré que l'ingestion est la principale voie d'exposition à la pollution par les métaux contenus dans la poussière de la rue, chez des enfants et des adultes, suivie du contact cutané et de l'inhalation (Hou et al., 2019).

III.4. Evaluation de la corrélation des teneurs en métaux lourds dans les sols de l'ancienne décharge de Buterere

L'échantillonnage ayant été effectué de manière aléatoire, il est possible d'évaluer s'il existe une corrélation entre les métaux lourds identifiés sur la zone d'étude. La méthode qui peut être utile est celle du test de corrélation de Pearson, réalisé à l'aide du logiciel SPSS 22. En introduisant les teneurs obtenues pour les micropolluants présents sur les différents points d'échantillonnage, il est possible de déterminer la corrélation bivariée des paires de métaux lourds, ce qui génère la matrice de corrélation résumée dans le Tableau III.3. Le niveau de signification du coefficient de corrélation (p < 0,05) nous permet de caractériser la validité de la corrélation.

L'examen du Tableau III.3 montre une corrélation significative pour la présence simultanée de certains métaux sur l'ensemble du site de Buterere. On constate que la présence de Cd est positivement corrélée avec celle de Cu, Fe et Pb (p < 0,05). De même, la présence de Fe est positivement corrélée à celle de Mn et Zn (p < 0,05). La corrélation significative entre les valeurs des concentrations de métaux lourds reflète leur rejet simultané, c'est-à-dire que l'origine serait

celle d'une source identique de dépôts de DMS sur l'ancienne décharge, comme l'a montré l'étude réalisé à UYO (Ihedioha et al., 2017).

Tableau III.3: Matrice de corrélation des teneurs en métaux lourds dans les sols de Buterere

	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Al	1								
Cd	-0,408	1							
Cr	-0,016	-0,083	1						
Cu	<u>-0,660*</u>	<u>0,853**</u>	0,232	1					
Fe	-0,156	<u>0,717*</u>	0,462	<u>0,727*</u>	1				
Mn	<u>-0,629*</u>	0,493	0,346	<u>0,800**</u>	<u>0,604*</u>	1			
Ni	<u>-0,809**</u>	0,522	-0,495	0,513	0,013	0,300	1		
Pb	-0,359	<u>0,649*</u>	-0,031	0,505	<u>0,694*</u>	0,278	0,457	1	
Zn	<u>-0,613*</u>	<u>0,665*</u>	0,398	<u>0,848**</u>	<u>0,829**</u>	<u>0,804**</u>	0,395	<u>0,724*</u>	1

* La corrélation est significative au seuil de 0,05 (bilatéral).

** La corrélation est significative au seuil de 0.01 (bilatéral)

En effet, ces corrélations révèlent la proportionnalité des teneurs en métaux lourds que contenaient les déchets hétérogènes déversés dans le passé sur l'ancienne décharge et qui ont induit une contribution significative en polluants sur le site. Il va sans dire que certains objets en fin de vie peuvent contenir des charges variables en métaux lourds qui se retrouvent malheureusement dans le sol des décharges.

III.5. Conclusion sur l'étude des sols de Buterere

L'analyse d'échantillons collectés sur le site de Buterere a mis en évidence la présence des métaux lourds en teneurs variables. Il s'agit des polluants tels que le Ni, le Zn, le Mn, le Cu, le Cr, le Cd, le Fe et Pb. Les valeurs médianes trouvées sont supérieures aux valeurs guides de l'OMS, ce qui constitue un défi environnemental.

L'origine de ces différents micropolluants identifiés serait sans doute les résidus des déchets solides municipaux, entreposés sans tri sur ce site. Ces DSM proviendraient par exemple de déchets d'appareils électriques et électroniques comme piles, batteries, téléphone, boites de conserve et couvercles métalliques, etc. Les processus continus de dégradation en milieu humide (pluies) et à température variable (23 à 31°C) entraînent progressivement leur transport vers le sol.

Les teneurs en métaux lourds pour l'échantillon mixte CBmix, qui a été collecté à ±20m autour du site, dépassent les valeurs limites pour le Cr, le Ni et le Mn. Ces polluants ont été

probablement été dispersés à partir de cet ancien dépotoir, et cela constitue l'un des enjeux environnementaux d'une décharge à ciel ouvert.

Cependant, les polluants identifiés en quantités majoritaires concernent le Fe, Ni et le Mn. En plus, il faut signaler que le Nickel a été détecté partout sur la zone d'étude et en teneurs dépassant les valeurs guides. C'est pourquoi ce métal a été ciblé comme élément qui fera objet des travaux ultérieurs, afin de contribuer à la compréhension de ses caractéristiques dans les sols de Bujumbura d'une part, et à la remédiation illustrative d'un site pollué par ce métal, en utilisant des plantes adaptées aux conditions climatiques de la plaine de l'Imbo (essais de phytoremédiation).

Au vu des résultats d'analyses, notre étude met en évidence que les sols du site de Buterere sont pollués. Ainsi l'accès des animaux domestiques et des humains à ce site reflète un risque environnemental. Cela étant, il faudrait que ledit site soit soumis à une surveillance adéquate pour prévenir la contamination de l'environnement et de la santé humaine. Parmi les métaux identifiés, le Chrome, le Plomb et le Nickel sont les polluants les plus dangereux qui demeurent à ce site à des fortes teneurs par endroits. Parmi les solutions de gestion durable, il est intéressant d'envisager la remédiation par les plantes, et promouvoir le tri des déchets et leur recyclage.

En outre, si le sol du site est contaminé, il est presque certain que les plantes qui y sont cultivées soient contaminées. Dans le chapitre qui suit, nous évaluons la teneur en métaux lourds des légumes-feuilles échantillonnés sur le même site afin d'examiner le degré de transfert de ces contaminants du sol à sa couverture végétale.

CHAPITRE IV : CARACTÉRISATION DES FEUILLES LEGUMES ÉCHANTILLONNÉS AU SITE DE BUTERERE

IV.1. Introduction

Les métaux lourds sont des éléments ubiquitaires qui contaminent inéluctablement les aliments ; le choix d'aliments de nature et de provenance variées peut contribuer à en réduire l'exposition (Boisset, 2017). Pourtant, ce choix est difficile surtout dans les pays en développement, à cause du manque de données ou de certification de la provenance des vivres vendus sur les marchés locaux : la population environnante s'approvisionne en nourriture dont la qualité n'est pas bien connue (Michel et al. 2013; Nuapia, et al., 2018). Ces métaux lourds et métalloïdes susceptibles de s'incorporer dans nos menus quotidiens proviennent des milieux de culture contaminés (Bimizi et al. 2012; Cherfi et al. 2016; Sultana et al. 2017).

Dans les pays en développement, suite à la pénurie des fertilisants, la population a tendance à utiliser du compost provenant de la dégradation des déchets solides municipaux, ou tout simplement à se servir d'anciens sites dépotoir de DSM comme milieu de culture (Rong et al., 2017b). En cas de déficit de précipitations, des eaux usées chargées en polluants servent à l'arrosage et l'irrigation des champs maraichers (Sultana et al., 2017).

D'un autre côté, les légumes constituent un aliment couramment consommé dans les PED (Bokombola et al., 2018; Hama-Ba et al., 2017). Au Burundi cet aliment est consommé quotidiennement et a d'ailleurs connu un essor, à cause de l'appui de certaines organisations non gouvernementales comme FAO, PAM et PNUD (<http://www.fao.org/burundi/actualites/detail-events/fr/c/412342/>).

Dans la ville de Bujumbura, ces feuilles-légumes sont vendues sur les marchés locaux sans toutefois prendre connaissance de leur provenance. Leur qualité génère plusieurs questions que le consommateur profane en notions de pollution ne se pose pas:

- ✓ Quelle est la provenance de ces feuilles-légumes que j'achète chez mon fournisseur local ?
- ✓ Leurs teneurs en éléments - traces métalliques (ETM) seraient-elles conformes aux valeurs-guide de l'OMS ?
- ✓ En cas d'éventuel dépassement de ces valeurs-guide, quel risque serait encouru par le consommateur ?

La recherche d'éléments de réponses à ces questions sera effectuée au cours du présent chapitre dont l'objectif est d'évaluer la teneur en ETM des feuilles-légumes échantillonnées dans les

champs couvrant le site de Buterere. En effet ces légumes-feuilles en pleines cultures vivrières sont destinées soit à la consommation directe au niveau des ménages producteurs ou vendues sur les marchés locaux de Bujumbura.

Comme hypothèses, nous considérons que des légumes-feuilles récoltées sur un site pollué renfermeraient certains des polluants d'ETM, en provenance du support de culture. En plus, il est important de vérifier si les consommateurs desdits légumes-feuilles courent un risque, ce qui nécessite une évaluation.

En effet, lors de la descente sur site, les quelques champs de cultures observés révélèrent plutôt un sol aux caractéristiques médiocres. Le sol était majoritairement fait de cendres et quelques déchets résiduels y persistent tels des aiguilles, des seringues, sachets plastiques, etc... En certains endroits, même les mauvaises herbes y sont rares, ce qui serait indicatif soit d'une forte dégradation de la qualité du sol, soit d'un facteur agronomique négatif.

A notre connaissance, les travaux d'évaluation de la bioaccumulation des ETM dans la région des Grands-Lacs africains ne sont pas légion. Cette Région des Grands lacs est caractérisée par un climat chaud et humide, avec des précipitations abondantes. Ces conditions climatiques facilitent la bioaccumulation des ETM à travers les végétaux qui couvrent un site contaminé en métaux lourds. Ce travail cadre donc directement avec les volets de sécurité alimentaire et lutte contre la malnutrition en étroite coordination avec le monitoring de la pollution, qui font partie des principes fondamentaux du développement durable. Les résultats obtenus seront enregistrés dans les bases des données à la disposition tant des pouvoirs publics du Burundi que de ceux de la région des Grands Lacs.

IV.2. Matériel et méthodes

IV.2.1. Zone d'étude et échantillonnage

Des légumes feuilles ont été collectés en avril 2019, dans les différentes parcelles cultivées sur l'ancienne décharge de Buterere, respectivement aux différents sites d'échantillonnages ciblés par GPS et présentés à la Figure 4.1. Il s'agit des sites : B1, B2, B3, B4, B5, B6 B7, B8, B9 et B10. A chaque point d'échantillonnage, 300g de chaque type de légume ont été collectés des cultures vivrières associées. Les échantillons de légumes ont été mis dans des sachets en polyéthylène pour être transportés au laboratoire LCAE de l'Université du Burundi. Ayant été lavés deux fois à l'eau déminéralisée, ils ont été étendus à l'air libre pendant 48h. Par la suite, un échantillon composite a été déterminé par quartage à partir du mélange des 10 échantillons collectés aux 10 sites d'échantillonnage de la zone d'étude (Michel et al., 2013). Au total, des

échantillons correspondant aux 6 types de légumes-feuilles ont été préparés pour être caractérisés.

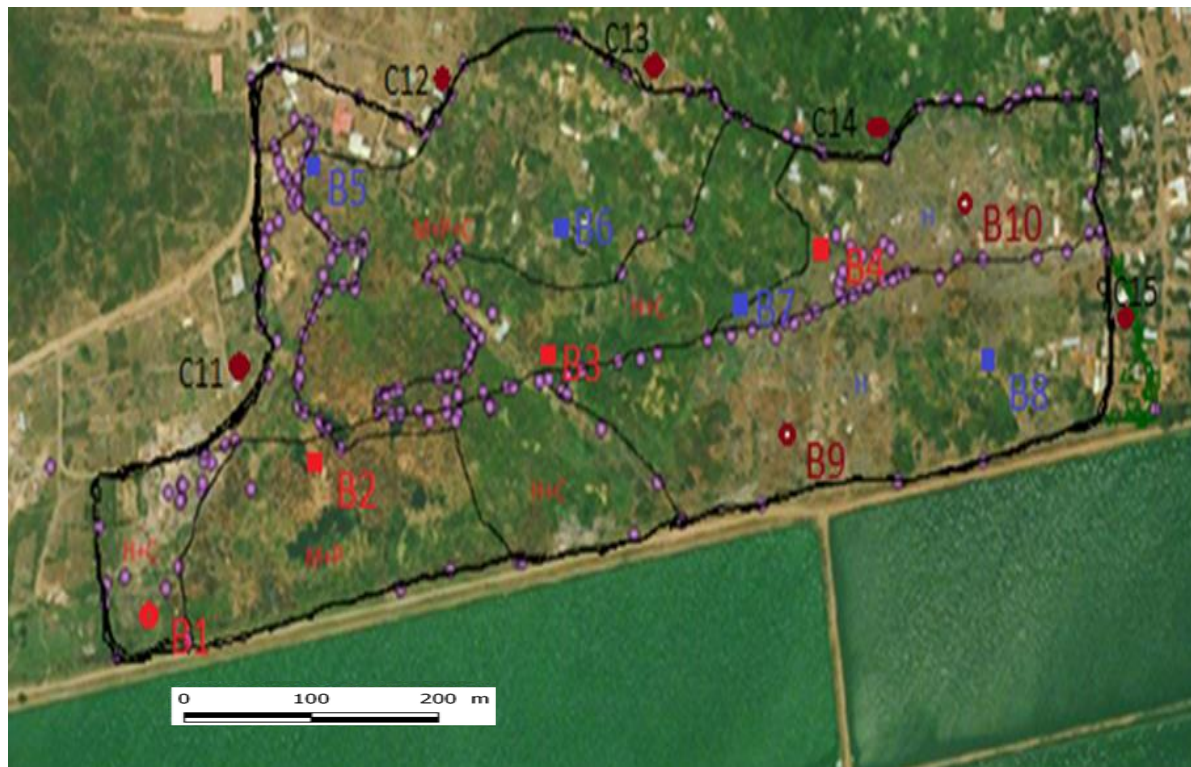


Figure IV.1 : Sites d'échantillonnages des légumes feuilles

Les six échantillons de légumes -feuilles couramment consommés dans la ville de Bujumbura sont codifiés de la façon suivante :

FAB, feuilles d'amarante de Buterere (*amaranthus spinosus*) ;

FCB, feuilles de courge de Buterere (*Cucurbita maxima*) ;

FEB, feuilles d'épinards de Buterere (*Spinacia oleracea*) ;

FHB, feuilles de Haricots de Buterere (*Phaseolus vulgaris* L.) ;

FMB, feuilles de manioc de Buterere (*Manihot esculenta*) et

FPB, feuilles de patate douce de Buterere (*Ipomoea batatas*).

IV.2.2. Préparation, mise en solution et analyse des échantillons

Les échantillons composites obtenus ont été alors séchés à l'étuve à 105°C pendant 24h au laboratoire LCAE, ensuite broyés dans des capsules en porcelaine. Les poudres obtenues sont emballées dans des sachets en polyéthylène et transportées au laboratoire du service 4MAT de l'Université Libre de Bruxelles pour le dosage des métaux lourds. Les poudres sèches des

échantillons ont été digérées à chaud avec un mélange d'acide nitrique concentré et acide chlorhydrique dans des proportions 2 :1. Les dosages ont porté sur Al, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb et Zn à l'aide d'ICP-OES (Bokhari et al., 2016).

IV.3. Présentation et discussions des résultats.

Les résultats de ces analyses pour chaque type de légume sont présentés dans le Tableau IV.1. Sachant que d'habitude, ces légumes sont consommés par alternance dans les ménages, la valeur moyenne des teneurs en ces ETM est requise et a donc été calculée afin d'examiner leur niveau comparativement aux valeurs guides (Tableau IV.2).

Tableau IV.1 : Teneurs moyennes en métaux lourds des 6 légumes feuilles de Buterere

Ech. (mg/kg)	Fe	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
FAB	231±10	ND	ND	8,8±0,4	30,9±0,2	ND	15±4	62±5
FCB	304±8	ND	ND	13,5±0,3	42,2±0,4	ND	15±8	49±4
FEB	253±13	ND	39±1	19±2	55,7±0,2	23,7±1,9	13±3	9±7
FHB	182±10	ND	ND	10,5±0,3	38,6±0,2	ND	ND	46±1
FMB	140±13	ND	ND	6,8±0,8	56,7±0,1	ND	ND	80±3
FPB	113±11	ND	ND	29±1	57,0±0,4	ND	ND	39±4
V réf	450	0,05	0,5	10	10	10	0,2	60

En général, l'analyse a révélé des teneurs élevées en Cr, Cu, Mn, Ni et Pb dans les échantillons de certains légumes. Les autres micropolluants (Al, Fe, Cd) étaient soit en dessous de la limite de détection, soit en dessous des valeurs admissibles, selon le type de légume considéré. Sur base des teneurs en métaux trouvées, les feuilles d'épinard, d'amarante et de courge sont les plus contaminés que les autres légumes dosés. Le cas le plus frappant est celui des feuilles d'épinard qui contiennent 5 éléments (Cr, Cu, Mn, Ni et Pb) au-delà des valeurs admissibles parmi les 8 éléments trace analysés. L'origine de ces métaux lourds est sans doute le sol, sur lequel ces plantes poussent, étant donné que l'analyse desdits sols a déjà prouvé leur contamination en ces métaux lourds.

En effet, dans ces 6 légumes analysés, la teneur en Fe varie de 113mg/kg à 304mg/kg avec une moyenne de 204±59mg/kg. Néanmoins, cette teneur est en dessous de la limite acceptable de 450mg/kg. Le fer est d'habitude plus concentré que les autres ETM dans les légumes, parce qu'il participe à la synthèse chlorophyllienne (Mafhuza et al., 2014). Cette teneur semble faible,

si on la compare à celle trouvée par Sultana et al. 2017 au Bangladesh qui variait de 88 à 1902mg/kg. Cependant, le Fe est bon pour la santé, mais son accumulation dans le corps peut être la cause des maladies cardiaques et du diabète de type 2 (Kashem & Singh, 1999). Le Cd n'a pas été détecté lors de nos analyses, ce qui signifie qu'il est en dessous de la limite acceptable. Par ailleurs, les concentrations trouvées dans le sol en cet ETM étaient généralement faible (\leq à 4 mg/kg).

Le Cr et le Ni, quant à eux, ont été uniquement détectés dans les feuilles d'épinard, à des teneurs respectives de 40 ± 1 mg/kg et 24 ± 2 mg/kg, dépassant de loin les valeurs de référence (respectivement 0,5 mg/kg et 10mg/kg). La consommation d'épinards cultivés sur le site de Buterere expose les populations consommatrices à un risque certain. A titre de comparaison, la teneur en Ni de ces épinards échantillonnés à Buterere dépasse de loin celle trouvée à la Rochelle, en France, qui était de 6,51mg/kg (Cherfi et al., 2016), ainsi que celle rapportée par Sharma et al. (2006) qui s'étale de 5,55 - 15,00 mg/kg . Pourtant elle se situe dans la gamme de 10,45-39,25mg/kg trouvée à Varanasi en Inde (Singh et al., 2010). De même celle du Cr est nettement supérieure à celle trouvée au Bangladesh où les valeurs étaient généralement inférieures à 8mg/kg (Sultana et al., 2017). Le Tableau IV.2 donne les valeurs moyennes des métaux lourds dans les différents légumes étudiés.

Tableau IV.2 : Teneurs moyennes en métaux lourds des légumes feuilles

ETM (mg/kg)	Moyenne	Référence EU,2006 ; WHO/FAO ; 2011
Fe	204±59	450
Cd	-	0,05
Cr ^a	39±1	0,5
Cu	15±6	10
Mn	47±10	10
Ni ^a	24±2	10
Pb ^c	12±4	0,2
Zn	59 ±15	60

- (a) Le Cr et le Ni ont été détectés uniquement dans les légumes feuilles d'épinards ;
 (b) Le Pb a été détecté dans tous les légumes à l'exception des feuilles de manioc et de patate douce.

Les teneurs trouvées pour Cu et Pb dépassent en général les valeurs limites acceptables (10 et 0,2mg/kg respectivement) fixées par FAO/WHO (2011). Le cuivre a été détecté à des teneurs

variant de $7,0 \pm 0,4$ à 29 ± 1 mg/kg. La teneur dépasse la valeur guide (10mg/kg) respectivement dans les légumes feuilles de courge (FCB) et celles de patate douces (FPB) ; à peine supérieure dans les feuilles de haricots. Néanmoins, il a été détecté à des teneurs faibles dans les autres légumes feuilles dont celles d'épinard (FEB), de manioc (FMB) et d'amarante (FAB). Signalons que les teneurs en Cu trouvées sont supérieures à celles trouvées dans les différents aliments vendus à Kinshasa et Johannesburg par (Nuapia et al., 2018), qui variaient de $0,7 \pm 0,2$ à 16 ± 2 mg/kg.

La teneur en Zn trouvée dans les légumes sous étude oscille de 38,7mg/kg à 80,3mg/kg. Etant donné que la valeur admissible est de 60mg/kg (sur matière sèche), on constate que seules les amarantes et les feuilles de manioc dépassent cette valeur guide. Néanmoins la teneur moyenne (59 ± 15 mg/kg) pour tout le site est au niveau de la valeur guide de 60mg/kg.

Les diagrammes présentés à la Figure IV.2 permettent de visualiser le profil des teneurs des différents légumes en métaux lourds (Fe, Cu, Cr, Mn, Ni Pb, et Zn respectivement), avec comparaison aux différentes valeurs-guides.

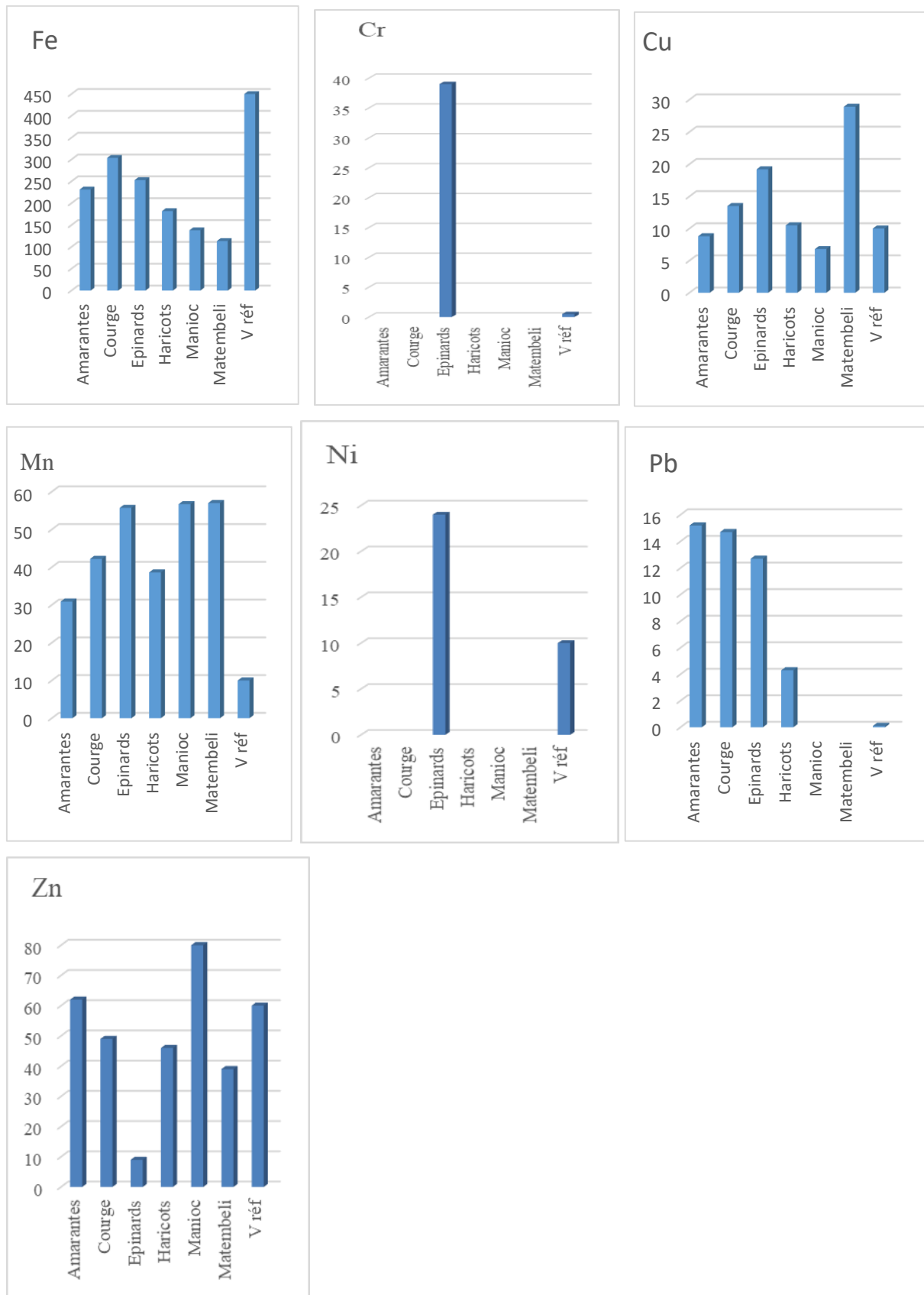


Figure IV.2 : Teneurs en métaux lourds (mg/kg) des légumes étudiés

On voit, à travers ces diagrammes que les teneurs dépassent les valeurs de référence pour certains métaux identifiés dans les légumes feuilles échantillonnés au site de Buterere, à l'exception du fer. Il s'agit du Cr, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn. Ces teneurs élevées en ETM peuvent être justifiées par le fait que ces plantes sont cultivées sur des sols susceptibles d'être contaminés par ces métaux (Figure IV.3). En conséquence, les récoltes qui en découlent sont elles aussi contaminées, suite à la phytoextraction des ETM par ces plantes. Il est à noter que l'amarante est un légume à courte durée de croissance et, de ce fait, est intensivement cultivé plusieurs fois en cours de l'année. D'autres plantes sont soit annuelles comme le manioc, patate douce, épinard, etc. En plus, les feuilles constituent la partie de la plante qui concentre beaucoup les ETM, ce qui implique des risques sanitaires chez leurs consommateurs (X. Liu et al., 2013b). Ces légumes sont consommés directement par la population à proximité du site. Ils sont également commercialisés sur divers marchés locaux, les cultivateurs voulant s'approvisionner en d'autres biens afin de couvrir leurs besoins quotidiens. Un transfert des micropolluants dans la chaîne alimentaire est donc évident, si on se base sur les résultats de la présente étude, l'aspect du sol de ce site, ainsi que les conditions de culture et de récolte de ces légumes (Figure IV.3). Ceci constitue l'unique voie de contamination de l'homme et l'estimation du risque y relatif sera présenté et discuté dans le chapitre VI dédié à cet objet.



Figure IV.3: Aspect du sol avec des déchets résiduels (en A) et champs d'amarante au stade récolte (en B) sur le site contaminé de Buterere

IV.4. Estimation du transfert de métaux lourds (PTF) du sol aux cultures vivrières

Les plantes cultivées sur un sol contaminé peuvent y extraire les polluants (ETM) et les bioconcentrer dans leurs structures. Dans le cas de notre étude, en tenant compte de teneurs moyennes en métaux lourds sur le site de Buterere, on peut estimer le transfert de ces métaux du sol à la plante, en calculant l'indice de PTF (Pollutant Transfer Factor) sur base de la relation suivante :

$$PTF = \frac{\text{Teneur des plantes en ETM } \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right)}{\text{teneur du sol en ETM } \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right) \text{ du sol}} [\text{Matière sèche}] \text{ (Mahfuza et al., 2014)}$$

Les résultats obtenus pour l'indice de transfert PTF sont présentés au Tableau IV.3. En effet la valeur de l'indice PTF pour les plantes étudiées varie selon le type de métal lourd d'une part et de sa teneur dans le sol de culture : elle varie de 1% à 29%, et les valeurs élevées ne concernent que le Cr et le Cu. Cette observation a été aussi mise en évidence par Sultana et al. (2017). Ces auteurs ont rapporté des teneurs en Pb, Zn, Cd, Cr, Ni et Cu dans des légumes (arrosés avec des eaux contaminées) qui se trouvaient respectivement dans la gamme de 0-13,33; 0-176,67; 0-8,00; 0-26.67 0-11,33; 0-15,00 mg/kg.

Tableau IV.3 : Transfert des métaux lourds du sol aux culture

ETM	Teneur moyenne des feuilles	Teneur moyenne du sol de Buterere	TFP	TFP (%)
Cd	-	2,0	-	
Cr	40	161	0,25	25
Cu	15	50	0,30	30
Fe	204	17512	0,01	1
Mn	47	520	0,09	9
Ni	24	871	0,03	3
Pb	12	423	0,03	3
Zn	59	327	0,18	18

En outre, lorsque les facteurs de transfert sont supérieurs à 20% (Cr et Cu pour notre cas), il y a plus de chances que des légumes soient contaminés par des métaux lourds issus des activités anthropiques (Cui et al., 2004). Cependant, le test de corrélation de Pearson à l'aide de SPSS 22 montre que les teneurs en métaux lourds du sol sont significativement corrélées ($p < 0,01$, $R = 0,965$) à celles contenues dans légumes feuilles. La mise en évidence de la corrélation des teneurs en métaux lourds sols - légumes feuilles constitue une confirmation que ces

micropolluants se bioconcentrent dans les végétaux proportionnellement aux teneurs dans les sols supports. Il est alors important de mentionner le danger encouru par les consommateurs de légumes cultivés sur des sols à fortes concentrations en métaux lourds sur le site de Buterere. En plus, si cette étude ne concerne que les légumes feuilles, les présents résultats peuvent se rapporter totalement ou partiellement à d'autres parties (tubercules, graine, fruits) de diverses plantes vivrières couramment cultivées sur le site et consommées par la population. Cette voie d'ingestion est à haut risque comme ceci a été mis en évidence par X. Liu et al. (2013b).

IV.5. Evaluation de la corrélation par ACP des teneurs en métaux lourds des légumes feuilles

Pour n individus observés sur p variables quantitatives, l'analyse en composantes principales (A.C.P) permet d'explorer les liaisons entre variables et les ressemblances entre individus. Pour le cas de notre étude sur les légumes feuilles, les différents éléments de trace constituent les individus observés et leurs teneurs dans les différents légumes feuilles constituent des variables quantitatives observés. La visualisation des individus et des variables par ACP permet d'établir les corrélations entre les différentes variables.

Ainsi, les teneurs pour les différents métaux lourds détectés dans les légumes du site de Buterere ont été comparées statiquement (par SPSS 22) entre elles par « Analyse des Composantes Principales ». Deux composantes de la contamination en ETM desdits légumes ont été trouvées et sont présentées en deux groupes de métaux lourds au tableau IV.1, en fonction des coefficients de corrélation ce qui permet de les distinguer. Il s'agit de : Cr, Mn, Ni, Pb et Fe d'une part ; puis Cu et Zn d'autre part.

Le test ACP montre que la teneur en métaux lourds est proportionnellement répartie entre ces deux groupes d'ETM pour les plantes analysées (Tableau IV.4 et Figure IV.4).

Tableau IV.4 : Matrice des composantes

	Composante	
	1	2
Chrome	0,954	0,055
Nickel	0,954	0,055
Manganèse	0,888	-0,269
Plomb	0,724	0,078
Fer	-0,665	0,408
Zinc	0,343	0,848
Cuivre	0,353	-0,787

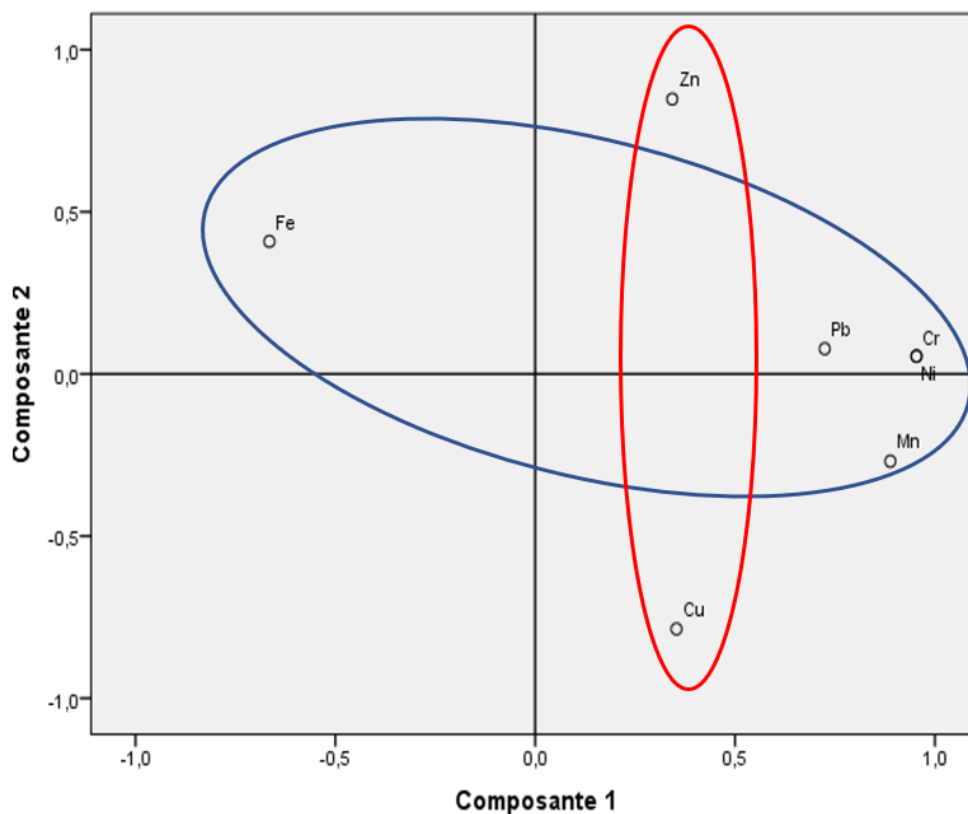


Figure IV.4 : Composantes principales d'ETM dans les légumes-feuilles

Tel que cela est présenté à la Figure IV.4, les teneurs en Cr, Pb, Mn et Ni sont étroitement corrélées positivement entre elles. En plus, la présence de ces derniers dans les légumes est inversement corrélée à la présence du fer. Ainsi, plus la teneur en Fe des légumes de Buterere augmente, moins sera élevée la teneur en Cr, Pb, Ni et Mn et vis-versa. L'accumulation de ces micropolluants dans les légumes du site de Buterere suit cette tendance, en considérant les résultats de l'ACP. D'un autre côté les teneurs de Zn et Cu sont inversement corrélées entre elles. La présence du cuivre dans les légumes analysés augmente au détriment de celle du Zn.

IV.6. Conclusion sur la caractérisation des légumes-feuilles du site de Buterere

Sur la base des résultats obtenus dans la présente étude, le site de Buterere, n'est pas compatible avec la culture des plantes comestibles. Les six types de légumes feuilles échantillonnés sur ledit site contiennent des métaux lourds au-delà des valeurs limites admises par les normes OMS et UE. L'évaluation des risques sanitaires liés à la consommation de ces légumes sera abordée dans le chapitre VI.

Comme approche de remédiation, il y a lieu d'envisager l'information vers les responsables tant au niveau local que central sur les présents résultats intermédiaires. Il appartient à ces

derniers de prévenir la population sur les risques encourus, et prendre des actions par l'interdiction de cultiver et d'habiter sur ces espaces pollués.

Le présent chapitre vient de dégager l'impact du sol pollué du site de Buterere sur sa couverture végétale. Cette dernière joue un rôle important dans l'infiltration des eaux de pluies en profondeur, à travers les sols eux-mêmes contaminés en métaux lourds. Il convient d'évaluer également l'impact de ces sols contaminés sur les eaux souterraines du site. C'est pourquoi dans le chapitre V qui suit, on passe en revue la caractérisation des lixiviats résiduels ainsi que les eaux de puits utilisées dans diverses activités quotidiennes.

CHAPITRE V. CARACTERISATION DES EAUX DE PUIITS ET DES LIXIVIATS DU SITE DE BUTERERE

V.1. Introduction

L'accès à une eau de boisson saine est une condition indispensable à la santé, un droit de l'homme essentiel et une composante-clé des politiques efficaces de protection sanitaire (WHO, 2017). Les ressources en eau douce ont été confrontées à une crise mondiale qui s'aggrave rapidement (Abu-Zeid, 1998). Les défis majeurs comprennent la pénurie croissante d'eau douce, le manque d'accessibilité à l'eau potable et à l'assainissement adéquats, la détérioration de la qualité de l'eau, la baisse de l'allocation des ressources financières pour le développement de l'eau, la menace pour la paix et la sécurité mondiales et une méconnaissance persistante de l'ampleur du problème par les décideurs et les citoyens (Abu-Zeid, 1998). Par ailleurs, l'eau potable reste inaccessible à de nombreux humains dans les pays en développement, y compris le Burundi (Treacy, 2019).

Ainsi, les eaux souterraines sont largement reconnues comme une importante source d'eau potable dans les régions à faible revenu et, par conséquent, elles jouent un rôle essentiel dans la satisfaction des besoins en eau (Carrard et al., 2019). Au Burundi, environ 65% de la population est affectée par le manque d'eau potable (Salas, 2017). Au Burundi, l'exploitation des ressources en eau se fait principalement par des sources: en 2010, on comptait 22 000 sources qui sont exploitées pour l'approvisionnement en eau, contre pas plus de 30 forages (Seguin et Gutierrez, 2016). Un inventaire cartographique du potentiel en eaux souterraines du Burundi a été réalisée en 2011 à l'échelle 1/250000, validée par une série de forages en 2013 & 2014 et a confirmé que les réserves en eaux souterraines sont considérables, avec des transmissivités calculées pouvant varier de $2 \cdot 10^{-4}$ à $6 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ (Seguin et Gutierrez, 2016).

Au Burundi, les ressources en eau restent peu utilisées dans le processus de développement socio-économique du pays (INECN, 2002). L'utilisation de l'eau à usage non potable se répartit entre l'agriculture (49,5 %), l'élevage (0,5%), la pisciculture (0,3 %), l'industrie (0,4 %) et l'hydroélectricité (49,3 %). Cependant, l'utilisation de l'eau potable dans les ménages, les édifices publics et l'industrie est relativement faible par rapport à celle utilisée dans l'agriculture. En plus, le Burundi connaît actuellement un accroissement démographique très important. En conséquence, les villes qui, autrefois, étaient bâties sur des superficies minimales ne cessent de s'élargir pour permettre l'accueil de nouveaux occupants qui, eux aussi deviennent de plus en plus nombreux. Cet accroissement à la fois démographique et urbain s'accompagne d'une demande très forte en eau potable (Niyuhire, 2014).

D'après les descentes effectuées sur terrain, la pénurie d'eau potable (de la REGIDESO ou de source) fait que la population de la plaine de l'Imbo s'approvisionne en eau souterraine, facilement accessible, vu que la nappe phréatique est en général peu profonde. Cette eau est souvent utilisée pour les besoins de première nécessité comme pour la cuisson des aliments, le nettoyage des ustensiles, la lessive et la douche, rarement comme eaux de boisson. La qualité de cette eau souterraine est relativement liée aux propriétés physicochimiques des sols de la localité, plus des activités anthropiques à proximité qui peuvent contribuer à contaminer l'eau souterraine. Parmi ces dernières, nous citons les déchets solides municipaux qui sont collectés sans tri dans la ville de Bujumbura et qui sont acheminés vers des sites non techniquement préparés pour recevoir ces déchets. C'est le cas des sites de décharges dont celle de Buterere (actuellement fermée) et celle de Mubone en cours d'exploitation. Celle de Buterere dont la contamination en métaux lourds a été mise en évidence est susceptible d'évacuer sa charge polluante vers les eaux souterraines. En effet les précipitations abondantes et la nappe phréatique peu profonde pourraient favoriser la migration des métaux lourds, détectés dans les sols de ce site, vers les eaux souterraines. Il est donc important d'examiner la qualité des eaux de puits à proximité de ce dépotoir de déchets solides municipaux afin de formuler des perspectives convenables.

C'est dans cette optique que ce chapitre s'intéresse à la caractérisation des lixiviats et des eaux de puits du site de Buterere. Ainsi, on en détermine les teneurs en métaux lourds et certains ions associés, dont les chlorures, nitrates, nitrites, sulfates, ammonium, etc. La comparaison des résultats aux valeurs de référence nous permettra d'évaluer la contribution de ces lixiviats à la pollution du sol d'une part, et des eaux de puits d'autre part; ces résultats nous permettront également d'estimer les risques sanitaires liés à l'utilisation des eaux de puits au quotidien.

V.2. Matériel et méthodes

Des échantillons d'eaux ont été prélevés dans des puits d'eaux localisés sur le site de Buterere, l'ancienne décharge de Buterere pendant la saison sèche et la saison humide. Des échantillons de lixiviats résiduels ont été collectés au niveau de la base de cette ancienne décharge. En effet, des écoulements de lixiviats résiduels sortaient d'un tas large de déchets persistants localisés en B9 (Figure V.1).



Figure V.1 : Tas de déchets résiduels localisé en B9, sur le long de la station d'épuration de Buterere

Pour ce faire, quatre endroits distincts de source de lixiviats ont fait l'objet d'échantillonnage ; les prélèvements obtenus ont été mélangés et homogénéisés, afin de former un échantillon représentatif. Ensuite, la conductivité électrique (CE) et le pH de ces échantillons liquides ont été directement mesurés sur le terrain à l'aide d'un conductimètre Hanna modèle HI991.

Les échantillons bruts ont été gardés à 4°C en vue d'en mesurer la DCO (kit DCO) et la DBO (méthode OxiTop). Deux aliquotes d'échantillons ont été préparés : l'un a été acidifié par HNO₃ et conservé en flacons en polyéthylène à 4°C pour les dosages ultérieurs des teneurs en métaux lourds ; l'autre non acidifié a été conservé en flacons en polyéthylène pour l'analyse d'autres paramètres (Lahkar & Bhattacharyya, 2019) . Pour doser les teneurs en métaux lourds, les échantillons ont d'abord été chauffés à sec dans des flacons en téflon, puis attaqués avec un mélange acide de HNO₃ +H₂O₂/ HCl. Après la filtration (filtre 0,45µm), les métaux lourds ont été dosé par ICP-MS. Les substances ioniques ont été dosées par chromatographie ionique (CI) (Dimé et al., 2020).

V.3. Présentation des résultats et discussion

V.3.1. Caractérisation des lixiviats

Les caractéristiques des lixiviats dépendent de divers facteurs dont la composition des déchets, l'âge de la décharge, la teneur en humidité, la température ambiante et l'oxygène disponible. Les différents paramètres physicochimiques des lixiviats du site de Buterere sont présentés dans le Tableau V.1. Les valeurs obtenues pour ces différents paramètres semblent être plus élevées pour la saison humide que pour la saison sèche, à l'exception de la teneur en Fe et Mn. Cela est

dû au fait que la lixiviation est plus importante en saison humide qu'en saison sèche, ce qui permet le passage des substances ioniques en solution.

Le pH des lixiviats du site de Buterere ($7,59 \pm 0,05$ en saison humide et $7,43 \pm 0,06$ en saison sèche) se situe dans la fourchette des valeurs fréquemment observées pour des décharges sauvages similaires, soit 4,5 à 9 (Felegari & Hasheminejad, 2017). La conductivité électrique de ces lixiviats vaut $28,8 \pm 0,05$ mS/cm en saison humide et $6,616 \pm 0,005$ mS/cm en saison sèche. Ces valeurs sont comparables à celles d'autres décharges telle la décharge d'El-Jadida (2,5 à 35 mS/cm) (Bada et al., 2010). On observera que les valeurs en saison humide sont nettement supérieures à la valeur de référence de 0,1-1 mS/cm valable au Burundi (MEEATU-MSPLS, 2014). Ces lixiviats sont très chargés en sels solubles provenant de la minéralisation des substances inorganiques contenues dans les déchets. En conséquence, ils contribuent à polluer les sols qui les reçoivent en modifiant les caractéristiques physico-chimiques favorables à la flore et la faune naturelles qui y proliféreraient. En plus, étant donné que la nappe phréatique du site est peu profonde (moins d'un mètre à certains endroits), ces lixiviats chargés en sels peuvent aussi atteindre facilement les eaux souterraines et impacter négativement leur qualité.

Tableau V.1: Paramètres physicochimiques des lixiviats de Buterere et comparaison avec les valeurs de la littérature et norme burundaise

Paramètre (mg/L)	Saison humide	Saison sèche	Décharge d'El-Jadida (Maroc)	Norme burundaise de rejets d'eaux usées
pH	$7,59 \pm 0,05$	$7,43 \pm 0,06$	7,78	6-9
CE (mS/cm)	$28,80 \pm 0,05$	$6,616 \pm 0,005$	11,61	0,1-1
Cr	$7,4 \pm 0,4$	$2,02 \pm 0,05$	0,1563	1
Co	$0,21 \pm 0,07$	$0,042 \pm 0,001$	-	0,5
Cu	$5,1 \pm 0,2$	$1,78 \pm 0,02$	0,1578	0,5
Fe	$31,7 \pm 0,$	$56,1 \pm 0,3$	24	3
Mn	$2,75 \pm 0,06$	$3,0 \pm 0,5$	1,257	<1
Ni	$0,5 \pm 0,2$	$0,133 \pm 0,001$	0,1338	0,5
Pb	$0,8 \pm 0,3$	$0,373 \pm 0,001$	-	0,05
Zn	$7,9 \pm 0,4$	$2,26 \pm 0,04$	0,7472	3

Les teneurs en métaux lourds ont été aussi évaluées pour les deux saisons et ont été comparées aux valeurs admissibles au Burundi (MEEATU-MSPLS, 2014).

Les valeurs pour les deux saisons (humide et sèche) dépassent généralement les valeurs limites, comme le montre le Tableau V.1, à l'exception du Fe et Mn. Or ces lixiviats résiduels sont rejetés sans aucun traitement et coulent librement dans cette ancienne décharge de Buterere. Il est donc évident que ces lixiviats contribuent à la pollution de cette localité. Les précipitations saisonnières jouent un rôle important dans la dispersion de cette charge polluante. Ces résultats

des teneurs des lixiviats en en Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, et Zn sont également supérieurs à ceux trouvés au site d'El-Jadija (Chofqi et al., 2004). De façon générale, les teneurs en ces éléments de trace sont plus élevées en saison de pluies qu'en saison sèche, sauf pour le Fe et le Mn. En effet, cette observation pourrait s'expliquer par des pluies intenses qui favorisent la lixiviation des déchets résiduels du site en saison humide, ce qui favorise le passage en solution des sels de ces éléments de trace (Ahmed et al., 2020). En plus, certains composés en dégradation seraient enfermés dans cette ancienne décharge, et sortiraient probablement dès que les précipitations agissent sous forme d'éluant, ce qui a été aussi mis en évidence à Cebu aux Philippines (Galarpe & Parilla, 2012).

Néanmoins, les teneurs en Fe et Mn sont plus élevées en saison humide qu'en saison sèche, ce qui montre que les substances solides contenant ces éléments deviennent plus solubles sous l'effet des précipitations (Adhikari et al., 2020). Nous signalons aussi que la teneur élevée en Fe (31,7 -56,1mg/L) dans les lixiviats proviendrait de la ferraille mise en décharge sur ledit site. Cette teneur en fer est comparable à celle détectée dans les lixiviats de Nduba, au Rwanda, qui est de 43,025mg/L, une décharge sous les conditions climatiques proches de celle de Buterere (Patrick et al., 2017).

Les sources possibles des métaux lourds identifiés dans ces lixiviats sont ces déchets qui en contiennent et peuvent inclure des déchets de batteries mises au rebut, des piles, des soudures électriques, des peintures, des plastiques et des pigments déposés dans la décharge (Ahmed et al., 2020; Bagchi, 2004). En outre, les déchets électroniques jetés dans les décharges peuvent également être lixiviés et libérer des métaux toxiques et des métalloïdes qu'ils contiennent également (Esakku et al., 2003; Jang et Townsend, 2003). Plus particulièrement, la teneur en Cr est plus élevée en saison humide ($7,4 \pm 0,4$ mg/L) qu'en saison sèche ($2,02 \pm 0,05$). Cela est probablement lié à la présence des déchets de l'usine AFRITAN entreposés à ce site dans le passé sans tri, ni protection du sol et de la nappe phréatique. Néanmoins, les différents éléments métalliques mis en évidence à Buterere sont nettement supérieurs à ceux identifiés à Cebu (Galarpe & Parilla, 2012).

La demande biochimique en oxygène (DBO) et la demande chimique en oxygène ont été mesurées dans les échantillons collectés sur le site pendant la saison de pluies. Les valeurs trouvées sont relativement élevées de (DBO : 73 ± 4 mg/L) et de (DCO : 1513 ± 74 mg/L), ce qui indique une forte teneur en matières organiques dans les lixiviats de décharge. En utilisant le test de Student (SPSS 22), nous avons comparé ces valeurs aux normes burundaises ce qui a montré les résultats obtenus dépassent significativement les valeurs guides ($p < 0,05$). Ainsi, ces

lixiviats sortant continuellement de ce site de Buterere contribuent à polluer la localité environnante. Néanmoins, elles restent inférieures à celles trouvées à la décharge de Jeram en Malaisie, qui sont respectivement 4637mgO₂/L de DCO et 270 mgO₂/ de DBO, comme le montre le Tableau V.2 (Ishak et al., 2016). A Nduba (Rwanda) les lixiviats sont caractérisés par une DCO de 7100 mg/L et une DBO de 182 mg/L (Patrick et al., 2017).

Tableau V.2: DBO et DCO des lixiviats du site de Buterere

		Paramètres (mgO ₂ /L)		DBO/DCO
		DCO	DBO ₅	
Buterere (Burundi)	Lixiviats	1513±74	73±4	0,048
	Normes	150	30	
Jeram (Malaisie)	Lixiviats	4637	270	0,058
	Normes	400	20	

Le rapport DBO/DCO = 0,05 caractérise les vieilles décharges et fait état de fermentation ultime de méthanogenèse (Diamadopoulos, 1994). La méthanogenèse se caractérise par une diminution de la DCO et de la DBO₅ (du fait de la conversion du carbone organique en méthane et CO₂), un pH basique et de fortes teneurs en NH₄⁺, ce qui corrobore les résultats présentés au Tableau V.3 (NH₄⁺ : 1266,83mg/L en saison humide et 141,15mg/L en saison sèche).

Les teneurs en ions courants ont été également dosées : ammonium, bromures, fluorures, chlorures, nitrites, nitrates, phosphates, sulfates. Les résultats obtenus sont également présentés dans le Tableau V.3. De façon générale, ces teneurs semblent augmenter durant la saison humide et décroître en saison sèche, à l'exception de Br⁻ et PO₄²⁻.

Tableau V.3 : Teneurs en ions des lixiviats du site de Buterere

Paramètre	Saison humide	Saison sèche	Norme burundaise de rejets d'eaux usées
Cl ⁻	10530	5961	-
NO ₃ ⁻	2,9	2,7	-
PO ₄ ³⁻	3,46	6,12	12
Br ⁻	2,9	8,7	-
NH ₄ ⁺	1266	141	12
SO ₄ ²⁻	164	16	400
F ⁻	1,37	0,7	1,5

La comparaison des valeurs obtenues pour ces paramètres durant les deux saisons a été réalisée en déterminant le coefficient de corrélation de Pearson (SPSS 22). Nous observons une forte corrélation (p<0,05) pour les deux saisons. Cette variation serait probablement due aux précipitations intenses qui dissolvent par lixiviation les substances solubles contenues dans les déchets en dégradation (Ahmed et al., 2020).

Ces résultats montrent également que les lixiviats du site sous étude, non traités, constituent une source de pollution des eaux souterraines, étant donné que la nappe phréatique du site est peu profonde et non protégée. Ces lixiviats nécessiteraient, dans le meilleurs des cas, d'être collectés pour subir un traitement adéquat afin de préserver l'environnement contre la pollution. De plus, le tri des déchets à la source et la valorisation des différentes fractions peuvent être des solutions envisageables dans l'avenir pour les pays en développement dont le Burundi. Ceci constitue l'une des solutions vertes qui s'inscrit dans le cadre du développement durable.

V.3.2. Caractérisation des eaux de puits

Comme signalé dans la présentation du sujet sous étude, ces eaux ont été collectées dans des puits creusés par la population de la localité de Buterere. A cause de de la pénurie d'eau potable, elles sont utilisées pour la lessive, le breuvage du bétail (chèvres, moutons, vaches), l'arrosage des champs de légumes, le lavage des ustensiles au quotidien.

D'après l'observation faite sur le site de Buterere, un groupe de ménages rapprochés s'organisent pour le creusement d'un puits souterrain de profondeur d'environ 1m, qui laisse jaillir l'eau souterrain. Selon les moyens financiers, les puits peuvent être cimenté, protégé par des tôles ou des planches en bois, ou tout simplement laissé non couvert. Il faut alors comprendre que ces puits n'étaient pas protégés.

Nous signalons que des travaux antérieurs ont prouvé la présence des métaux lourds au-delà des normes de l'OMS dans des légumes vendus tant à Bujumbura que sur d'autres marchés locaux des PED, comme c'est le cas à Kisangani, Lubumbashi en RDC et Johannesburg en Afrique du Sud (Michel et al. 2013; Nuapia et al. 2018). Les auteurs affirment que les consommateurs de ces légumes concourent des risques d'intoxication, mais ne précisent pas l'origine de ces micropolluants. À la vue de cela et considérant le cas de Buterere, il est nécessaire d'évaluer la qualité de ces eaux couramment utilisées, afin de quantifier le risque encouru par la population à proximité du site.

V.3.2.1. pH et conductivité

Comme le montre le Tableau V.4, la valeur moyenne du pH des eaux de puits mesuré sur le site était de $7,0 \pm 0,1$ en saison humide et $7,50 \pm 0,1$ en saison sèche. Pour l'eau potable utilisable au quotidien, la valeur du pH acceptable varie de 6,5-9,2 (WHO, 1997; UE, 2015). Sous cet angle, la valeur du pH de l'eau du site de Buterere reste dans la marge acceptable. Un autre échantillon d'eau de puits codé EHB (Eau Hors Buterere) a été prélevé à environ 5km, hors du site de

Buterere faire la comparaison au site de Buterere. Son pH était légèrement acide tandis que sa conductivité était faible, si on la compare à celle de Buterere.

Tableau V.4: pH et conductivité électrique des eaux de puits de Buterere

Paramètre	Période	Moyenne	EHB	WHO	UE
pH	Saison humide	7,0±0,1	5,70±0,02	6,5-9,2	6,5 à 9
	Saison sèche	7,50±0,12	-		
CE (µS/cm)	Saison humide	1800±523	535±3	300	400
	Saison sèche	2000±580	-		

La conductivité électrique de ces eaux de puits du site, comparée à la valeur limite de 300-400µS/cm (voir annexe sur les eaux de puits) (WHO, 1997; UE, 2015), révèle une charge ionique importante et sont donc impropres à un usage domestique normal sans un traitement préalable. La conductivité la plus élevée a été détectée au niveau du site 4 où elle atteint une valeur de 3,266 mS/cm, la plus faible étant de 1,223 mS/cm identifiée au site 8 (voir annexes). Les déchets hétérogènes qui ont été déposés sur ce site l’ont pollué notablement comme cela a été mis en évidence à Lagos, où la conductivité électrique des eaux de puits variait de 320 µS/cm à 10620 µS/cm (Aderemi et al., 2011).

V.3.2.2. Teneurs en métaux lourds des eaux de puits

L’analyse des échantillons d’eaux par ICP révèle la présence des métaux lourds dont les résultats sont présentés au Tableau V.5. Pour deux campagnes effectuées en deux saisons (humide et sèche), les éléments de trace identifiés en teneurs dépassant les valeurs limites de l’OMS et UE étaient Al, Fe, Mn et Pb ; les autres éléments de trace étaient en dessous des valeurs admissibles (<https://urlz.fr/fEuz>).

Tableau V.5 : Teneurs en métaux lourds des eaux de puits du site de Buterere (en mg/L)

Période	Saison humide	Saison sèche	Norme (OMS)
Al	0,4 ± 0,1	1,3 ± 1,1	0,2
Cr	ND	0,006 ±0,005	0,05
Cu*	0,063±0,003	0,005 ±0,003	2
Fe	1,5 ±0,9	1,6±1,1	0,2
Mn	0,7±0,3	0,9±0,9	0,1
Ni	ND	0,007±0,003	0,02
Pb**	0,27±0,06	0,004±0,003	0,01
Zn	0,33±0,03	0,02±0,01	5

*Détecté en EB1

**Détecté en EB4

Notons que le plomb a été mis en évidence en EB4 à une teneur faible de 0,004mg/L en saison sèche et de $0,27\pm 0,06$ mg/L en saison humide. Cette dernière dépasse la valeur limite admissible de 0,01mg/L, ce qui fait que l'eau du puits EB1 ne devrait pas être utilisée au quotidien. En plus, nous avons détecté du Cu en EB1 avec une moyenne de $0,063\pm 0,003$ mg/L en saison humide. Cette teneur reste en dessous de la valeur limite de 2mg/L. Les 3 autres éléments (Al, Fe et Mn) ont été détectés aux sites d'échantillonnage B8 et B9 pour les deux contaminants.

En outre, la tendance est que les teneurs en ETM sont plus élevées en saison humide qu'en saison sèche, sauf pour le fer et l'aluminium. Cette observation serait dû à une importante dissolution des ETM par les eaux de pluies abondantes de la région et montre que ces puits réalisés ne sont pas protégés.

D'un autre côté, les sels inorganiques constituent un groupe non négligeable des eaux souterraines surtout à proximité des sites de décharge (Han et al., 2016). Il s'agit entre autre des ions ammonium (NH_4^+), sulfates (SO_4^{2-}), bromures (Br^-), chlorures (Cl^-), fluorures (F^-), nitrates (NO_3^-), etc. Dans les eaux du site de Buterere, nous constatons des teneurs variables selon les différents puits échantillonnés (Tableaux V.6 e V.7).

Tableau V.6: Teneurs en ions des eaux de puits durant la saison humide

Ion (mg/L)	Minima	Moyenne	Maxima	Médiane	V réf WHO*
NH_4^+	0,03	$0,2\pm 0,2$	1,33	0,1	0,5
Br^-	0,03	$0,2\pm 0,1$	0,51	0,11	-
Cl^-	13	24 ± 11	57	17	200
F^-	0,1	$0,4\pm 0,1$	0,7	0,4	1,5
NO_3^-	1	11 ± 9	24	9	50
SO_4^{2-}	6	54 ± 39	121	36	250

Tableau V.7 : Teneurs en ions des eaux de puits durant la saison sèche

Ion (mg/L)	Minima	Moyenne	Maxima	Médiane	V réf WHO*
NH_4^+	0,48	$3,3\pm 2,7$	11,0	1,4	0,5
Br^-	0,33	$0,6\pm 0,3$	1,28	0,49	-
Cl^-	93	244 ± 125	486	176	250
F^-	0,38	$0,7\pm 0,2$	1,09	0,76	1,5
NO_3^-	0,23	11 ± 13	53,37	1,48	50
SO_4^{2-}	3	36 ± 30	97	26	250

- Valeur de référence WHO : <https://urlz.fr/fEuz>

Ces teneurs moyennes sont significativement inférieures aux valeurs de référence ($p < 0,05$), à l'exception des ions NH_4^+ durant la saison sèche, où la teneur moyenne était de $3,3 \pm 2,7 \text{ mg/L}$. Néanmoins, à certains endroits, les eaux de puits avaient des teneurs élevées qui dépassent la limite acceptable, dont Cl^- (EB1, EB4, EB9) et NO_3^- (ECB), bien que les moyennes pour le site soient inférieures aux valeurs de référence. Cette variation des teneurs en ions sur la zone d'étude peut être expliquée par l'hétérogénéité de cette ancienne décharge.

En outre, les teneurs élevées en azote ammoniacal dans l'eau souterraine peuvent entraîner des odeurs et des goûts désagréables d'une part et favoriser la contamination par des agents pathogènes (WHO, 2011). La consommation des eaux de puits du site de Buterere dont la teneur en ammonium est élevée nécessiterait donc un traitement préalable de réduction de teneur en ammonium (Maharjan et al., 2020).

Des concentrations élevées de nitrates ($> 50 \text{ mg/L}$) peuvent provoquer une méthémoglobinémie, un cancer gastrique, un goitre, des malformations à la naissance et de l'hypertension (Bao et al., 2017). Des teneurs en chlorures ne devraient pas dépasser à 250 mg/L pour l'eau potable (<https://www.inbw.be/parametres-et-normes#chlorures>). L'ion Cl^- est souvent associée au Na^+ , ce qui provoque un goût salé (WHO, 2006).

Les teneurs en F^- varie de $0,1$ à $0,65 \text{ mg/L}$ sur le site de Buterere ; comparée à la référence ($1,5 \text{ mg/L}$), la teneur en F^- reste en dessous de la valeur acceptable. Nous rappelons que le F^- à faible concentration ($\sim 1 \text{ mg/L}$) dans l'eau potable est considérée comme bénéfique, mais une concentration élevée peut provoquer une fluorose dentaire (marbrure des dents) et plus sérieusement une fluorose du squelette (Ravindra et Garg, 2006).

V.3.2.3. Evaluation de la corrélation des différents paramètres des eaux de puits

La comparaison des résultats obtenus pour les deux saisons a été effectuée par la corrélation de Pearson à l'aide du logiciel SPSS 22. Pour chaque paramètre analysé, nous avons constaté qu'il n'y a pas de corrélation significative ($p > 0,05$) entre les valeurs moyennes pour les deux saisons différentes. Néanmoins, la corrélation significative ($p < 0,05$) a été mise en évidence pour certains paramètres évalués durant la même saison (soit humide soit sèche). Cette caractéristique des données constitue une information importante car elle permet de déduire les valeurs approximatives de certains paramètres et teneurs des différentes substances dans ces eaux de puits à des teneurs, sans toutefois procéder à leur dosage. Certaines valeurs sont proportionnelles les unes aux autres, selon leurs proportions intrinsèques dans les déchets biodégradés sur cette décharge au cours des 35 années.

En effet, pour la saison humide, nous constatons une corrélation significativement négative ($p < 0,05$) entre la valeur du pH et la teneur en Fe et en Zn (Tableau V.8). Cela veut dire que plus le pH de l'eau souterraine augmente, moins seront élevées les teneurs en Fe et Zn. La teneur en Cl^- est significativement corrélée à la conductivité ($p < 0,05$). Cela serait dû à la présence des sels solubles (dont NaCl , CaCl_2 , ...), qui s'infiltrent à travers le sol, en provenance des déchets dégradés physico-chimiquement. On note également la corrélation significative négative ($p < 0,05$) entre la teneur en Cl^- et celle en Zn, ce qui pourrait être associé à la dégradation des sels de ZnCl_2 . Nonobstant, le calcul des coefficients a été impossible lors de l'utilisation du traitement des données pour certains paramètres comme Cr, Cu, Ni, Pb, Ni, ... car au moins une des variables était une constante.

Tableau V.8 : Matrice de corrélation : paramètres des eaux de puits en saison humide

	pH	EC	Al	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Br ⁻	F ⁻
pH	1															
EC	-0,178	1														
Al	-0,097	0,325	1													
Cr	.a	.a	.a	.a												
Cu	.a	.a	.a	.a	.a											
Fe	<u>-0,721*</u>	0,109	-0,457	.a	.a	1										
Mn	0,052	0,021	<u>-0,926**</u>	.a	.a	0,539	1									
Ni	.a	.a	.a	.a	.a	.a	.a	.a								
Pb	.a	.a	.a	.a	.a	.a	.a	.a	.a							
Zn	<u>-0,999*</u>	-0,387	<u>-1,000**</u>	.a	.a	0,959	0,862	.a	.a	1						
NH ₄ ⁺	-0,372	-0,404	0,276	.a	.a	-0,063	-0,343	.a	.a	-0,673	1					
NO ₃ ⁻	-0,609	0,334	0,606	.a	.a	-0,499	-0,740	.a	.a	.a	0,511	1				
SO ₄ ²⁻	0,529	0,489	0,507	.a	.a	-0,421	-0,265	.a	.a	-0,820	-0,375	-0,105	1			
Cl	0,077	<u>0,752*</u>	0,504	.a	.a	-0,198	-0,233	.a	.a	<u>-0,999*</u>	-0,257	0,609	0,578	1		
Br	0,373	-0,218	-0,180	.a	.a	0,026	0,013	.a	.a	-0,155	-0,170	-0,188	0,506	0,147	1	
F	0,145	0,116	-0,286	.a	.a	-0,333	-0,043	.a	.a	-0,847	-0,020	0,621	-0,217	0,479	-0,318	1

a: Calcul impossible, car au moins une des variables est une constante

* La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

** La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).

Tableau V.9 : Matrice de corrélation : paramètres des eaux de puits en saison sèche

	pH	EC	Al	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl	Br	F
pH	1															
EC	0,567	1														
Al	0,395	0,090	1													
Cr	<u>0,737*</u>	0,440	0,643	1												
Cu	0,315	<u>0,821*</u>	0,345	0,292	1											
Fe	0,268	0,208	<u>0,952**</u>	0,538	0,533	1										
Mn	-0,224	-0,109	0,307	0,170	0,200	0,459	1									
Ni	0,471	<u>0,847**</u>	0,410	0,551	<u>0,938**</u>	0,557	0,312	1								
Pb	0,179	0,756	0,402	0,301	<u>0,948**</u>	0,583	-0,012	<u>0,897*</u>	1							
Zn	0,133	<u>0,710*</u>	0,269	0,220	<u>0,955**</u>	0,496	0,430	<u>0,911**</u>	<u>0,848*</u>	1						
NH ₄ ⁺	0,167	0,595	0,459	0,108	<u>0,909**</u>	0,618	0,065	<u>0,756*</u>	<u>0,873*</u>	<u>0,825*</u>	1					
NO ₃ ⁻	-0,169	-0,382	-0,368	-0,353	-0,430	-0,413	-0,019	-0,515	-0,611	-0,339	-0,473	1				
SO ₄ ²⁻	-0,046	-0,318	-0,508	-0,421	-0,468	-0,508	0,105	-0,471	-0,760	-0,388	-0,573	0,651	1			
Cl	0,633	<u>0,986**</u>	0,178	0,580	<u>0,780*</u>	0,267	-0,072	<u>0,854**</u>	0,742	0,670	0,534	-0,402	-0,363	1		
Br	0,469	<u>0,983**</u>	0,132	0,380	<u>0,896**</u>	0,295	0,027	<u>0,899**</u>	<u>0,824*</u>	<u>0,816*</u>	0,686	-0,409	-0,328	<u>0,956**</u>	1	
F	0,525	0,048	0,161	0,413	-0,244	-0,084	-0,681	-0,126	-0,193	-0,463	-0,159	-0,397	-0,334	0,117	-0,097	1

*. La corrélation est significative au niveau 0.05 (bilatéral).

** . La corrélation est significative au niveau 0.01 (bilatéral).

En saison sèche (Tableau V.9), nous constatons une corrélation positive qui est significative ($p < 0,05$) entre le pH et la teneur en Cr. Au site de Buterere, la valeur du pH avait la tendance de monter proportionnellement avec la teneur en Cr (Rao et al., 2011). La conductivité électrique est significativement corrélée avec les teneurs en Cu, Pb, Ni, Zn, NH_4^+ Cl^- et Br^- qui proviennent des sels solubles.

V.4. Conclusion sur les lixiviats et les eaux de puits

Les lixiviats résiduels du site de Buterere sont chargés en contaminants métalliques et ioniques à des teneurs qui dépassent les normes burundaises de rejets d'eaux usées. En conséquence, les sols qui les reçoivent deviennent contaminés à leur tour.

Néanmoins, les teneurs en ces contaminants dans les eaux de puits restent relativement faibles par rapport aux valeurs limites admises, sauf certains contaminants (Al, Fe, Mn, Pb, NH_4^+) à certains endroits bien ciblés. Ceci peut être justifié par le fait que le sol de ce site est argileux, ce qui diminue sensiblement l'infiltration ; il y aura donc moins de contaminants dans l'eau, malgré les teneurs élevées dans les lixiviats et les sols environnant les puits. La consommation humaine de ces eaux de puits à long terme peut nuire à la santé. L'évaluation des risques sanitaires éventuels liés à la consommation de ces eaux sera explorée dans le chapitre suivant sur les risques sanitaires associés au site de Buterere.

CHAPITRE VI : EVALUATION DU RISQUE ECOLOGIQUE ET SANITAIRE AU SITE DE BUTERERE

VI.1. Introduction

Le biotope terrestre fait objet de nombreuses agressions et reçoit en permanence des émissions d'origine anthropique (déchets miniers, déchets urbains et décharges publiques) qui se superposent aux éléments métalliques présents dans les sols sous différentes formes et à des concentrations très variables (Belabed, 2017). Ces polluants métalliques sont non biodégradables, non thermodégradables et sont facilement dispersés dans l'environnement. Leur présence en traces provoque un impact négatif sur la faune et la flore (Lim et al., 2008; Wang et al., 2008). En effet, ils peuvent être accumulés dans les plantes à travers des dépôts atmosphériques ou par voie racinaire (De Temmerman & Hoenig, 2004; Long et al., 2003), conduisant à de sérieux problèmes de santé chez l'homme et les animaux (Zheng et al., 2007; Lim et al., 2008).

L'accumulation excessive des métaux lourds dans les sols agricoles sur et au voisinage des sites de décharges publiques notamment les décharges «sauvages» ou à ciel ouvert conduit à une augmentation de l'absorption des métaux lourds par les cultures vivrières ; il en résulte des risques potentiels pour la santé de la population locale (Adriano, 2001; Pruvot et al., 2006). La consommation des plantes produites dans les zones contaminées, ainsi que l'ingestion ou l'inhalation de particules contaminées sont les deux principaux facteurs contribuant à l'exposition aux métaux. L'utilisation de l'eau souterraine contenant des métaux lourds en quantité supérieure aux limites maximales admises présenterait aussi un risque potentiel pour la santé humaine (Vetrimurugan et al., 2017).

Dans ce chapitre, nous estimons les risques écologiques et sanitaires liés aux métaux lourds détectés sur l'ancienne décharge de Buterere, d'une part, et d'autre part, nous examinons le profil sociétal de ces impacts à travers l'entretien avec la population à proximité du site sous étude.

VI.2. Estimation des risques écologiques et sanitaires

VI.2.1. Contamination des sols et risques écologiques

Le risque est la probabilité de survenue d'un dommage, d'une perte, d'une blessure ou de toute autre incidence néfaste causée par des vulnérabilités internes ou externes évitables par des mesures d'anticipation (Peggion et al., 2008). L'évaluation des risques identifie les caractéristiques des risques environnementaux et détermine l'ampleur et la possibilité des dommages environnementaux attendus (Alam et al., 2017). Cependant, elle comporte deux

éléments principaux : le danger et la vulnérabilité. L'aléa est une mesure de l'intensité physique de la menace à un endroit particulier et des probabilités associées à ces intensités (Peggion et al., 2008).

Dans cette section nous évaluons le risque écologique associé à la contamination par les métaux lourds présents dans les sols de Buterere, sur base de trois indices dont l'indice de géoaccumulation (I_{geo}), le facteur de contamination (CF) et enfin le facteur de risque écologique.

VI.2.1.1. Détermination de l'indice de géo-accumulation

L'indice de géo-accumulation (I_{geo}) a été défini à l'origine par Müller en 1969, afin de déterminer et de définir la contamination des sols et des sédiments par les métaux (Banat, et al., 2005), en comparant les concentrations actuelles avec les niveaux préindustriels. Il est donné par l'équation suivante :

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_n}{1,5 * B_n} \right] \text{ (Banat, et al., 2005)}$$

Avec C_n la teneur mesurée en métal lourd n et B_n la concentration géochimique de fond ou la valeur de référence du métal n . Les [concentrations moyennes mondiales](#) d'éléments en mg/kg (0,30 pour le Cd ; 95 pour le Zn; 68 pour le Ni ; 45 pour le Cu ; 20 pour le Pb ; 90 pour le Cr, 850 pour le Mn et 47 200 pour le Fe) rapportées en 1961 pour la croûte terrestre ont été utilisées comme référence dans cette étude car les valeurs géochimiques régionales de fond pour ces éléments ne sont pas disponibles (Turekian et Wedepohl 1961; Ihedioha et al., 2017). Les valeurs obtenues pour cet indice sont classées en 7 groupes (Buccolieri et al., 2006).

- $I_{geo} < 0$, classe 0, non pollué ;
- $0 < I_{geo} \leq 1$, classe 1, de non pollué à modérément pollué ;
- $1 < I_{geo} \leq 2$, classe 2, modérément pollué ;
- $2 < I_{geo} \leq 3$, classe 3, de modérément pollué à fortement pollué ;
- $3 < I_{geo} \leq 4$, classe 4, fortement pollué;
- $4 < I_{geo} \leq 5$, classe 5, de fortement pollué à extrêmement pollué ;
- et $I_{geo} \geq 5$, classe 6, extrêmement pollué.

Pour le site de Buterere, les différentes valeurs de l'indice I_{geo} ont été calculés pour chaque point d'échantillonnage et chaque métal, en utilisant les teneurs identifiées au site de Buterere et présentées au Tableau VI.1 (à l'exception de l'aluminium, car non applicable). Ces valeurs sont représentées graphiquement sur la figure VI.1.

Tableau VI.1 : Teneurs en métaux lourds des sols du site de Buterere (mg/kg)

Métal lourd Site	Al	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb
B1	97000	2,2	61	300	27600	277	901	71
B2	63767	1,2	76	347	23600	730	1160	53
B3	54700	2,2	174	487	29500	1443	1307	120
B4	48833	3,9	204	418	45767	1183	1533	2503
B5	102333	1,3	61	309	29367	407	794	40
B6	56133	2,5	160	384	32133	1563	1203	108
B7	62200	1,3	109	393	25367	904	1270	-
B8	47900	4	236	401	33000	1023	1513	331
B9	69967	1,6	155	1903	40667	1243	686	190
B10	55200	1	71	415	18633	514	1403	54
CB	65833	0,8	57	354	17767	391	1097	44
V méd	62200	1,6	109	393	29367	904	1203	90
V moy	65806	2	124	519	29400	880	1170	351

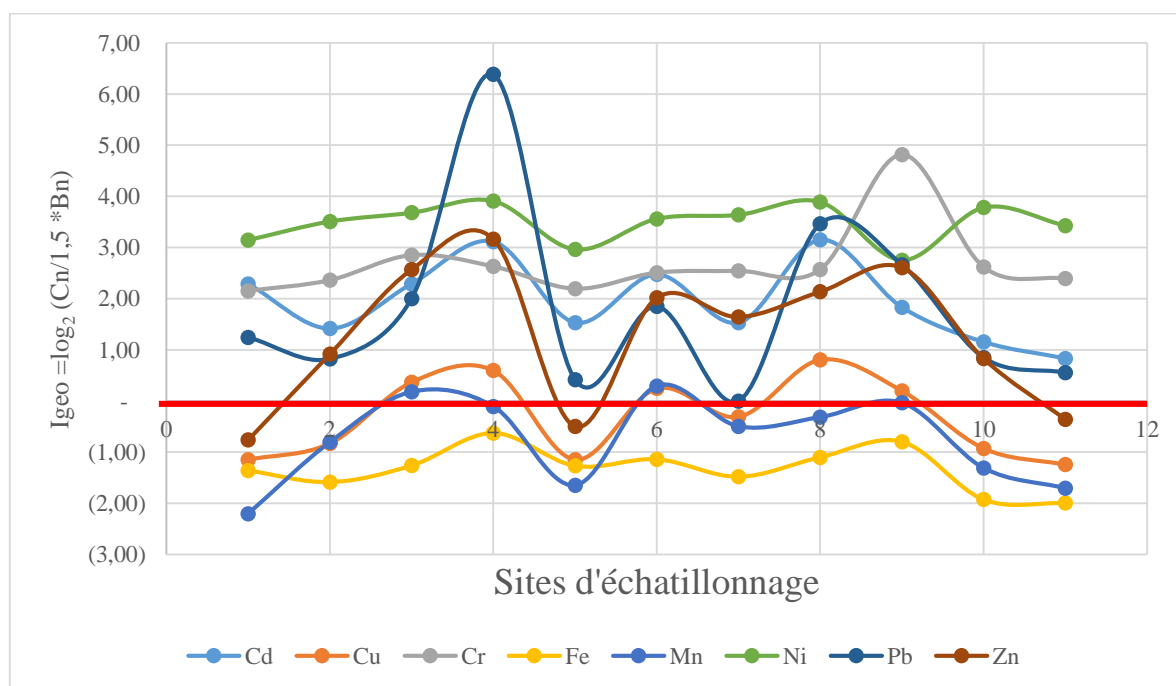


Figure VI.1: Variation de l'indice de géo-accumulation (I_{geo}) des métaux lourds au site de décharge de Buterere

Sur cette Figure VI.1, il est possible d'identifier les sites présentant l'indice de géo-accumulation plus élevé pour chaque métal. En effet, la contamination en ces métaux lourds est mise en évidence sur les différents sites d'échantillonnage, à l'exception du Fe pour lequel la valeur de I_{geo} est inférieure à 0 et appartient donc à la classe 0 : « non-contaminé ». L'indice

I_{geo} du Cd est supérieur à 0 et évolue du domaine modérément pollué (classe 2) au domaine fortement pollué (classe 4). Les sites B4 et B8 s'avèrent comme les plus contaminés en Cd. L'indice I_{geo} du Cu varie de -1,24 à 0,84 donc du domaine non pollué à celui modérément pollué ; cette géoaccumulation concerne les sites B4 et B8. Celui du Cr varie de 2,15 à 4,82, du domaine modérément pollué à celui extrêmement pollué, dont la zone est précisément localisée en B9. Pour le Mn, son indice est relativement faible (de -2,20 à 0,29), de sorte qu'il oscille de la classe 0 à 2 (modérément pollué). Il est donc évident que cet élément est abondamment présent sur le site, comme c'est le cas du Fe. Pour le Ni, nous constatons, que son indice varie de 2,75 à 3,91 dans la marge de modérément pollué à fortement pollué. Enfin, le Zn a un indice I_{geo} variant de 0,76 à 3,16 c'est-à-dire du domaine non pollué à celui fortement pollué.

De façon globale, les indices I_{geo} pour les éléments Cu, Fe et Mn sont en principe dans la marge acceptable ou légèrement tolérable tel que le montre Figure VI.1. Par contre, les autres éléments de trace ont un indice qui caractérise une pollution notoire. Cela explique la géoaccumulation de ces éléments de trace sur l'étendue de ce site de Buterere. Cette modification chimique peut avoir un impact sur la biodiversité de cette localité et peut même se propager dans ses environs. En plus, les eaux de ruissellement qui traversent ce site véhiculeraient une charge non négligeable de ces micropolluants sur son passage, et ces contaminants finiraient leur parcours dans le lac Tanganyika, vu la localisation du site en amont dudit lac.

VI.2.1.2. Facteur de contamination (CF) et l'indice de charge polluante

Le facteur de contamination a été calculé en utilisant le modèle défini par Lacatusu (2000) :

$$CF = \frac{\text{Concentration du metal dans le sol}}{\text{Teneur de référence}}$$

En considérant la valeur du facteur de contamination, on qualifie les degrés de contamination d'un site selon l'importance des intervalles de contamination définis par Lacatusu (2000) :

CF < 0,10: une contamination très légère;

0,10-0,25: une contamination légère;

0,26-0,5: une contamination modérée;

0,51-0,75: une contamination sévère;

0,76-1,00: une contamination très sévère;

1,1-2,0: pollution légère; 2,1-4,0: pollution modérée;

4,1-8,0: une pollution sévère; 8,1-16,0: pollution très sévère; et CF > 16,0: pollution excessive.

L'indice de charge de pollution proposé par Tomlinson et al. (1980) a été calculé en utilisant la relation :

$$PLI = (CF_1 \times CF_2 \times CF_3 \times CF_4 \dots \times CF_N)^{1/N}$$

Avec N le nombre de métaux étudiés et CF le facteur de contamination calculé comme décrit dans la section précédente.

L'indice de charge de pollution (PLI : pollution load index) donne une estimation de l'état de contamination par des métaux et des mesures nécessaires à prendre. Un $PLI < 1$ dénote la perfection ; une $PLI = 1$ indique que seuls des niveaux de base de polluants sont présents, et une $PLI > 1$ indique une détérioration de la qualité du site (Tomlinson et al., 1980).

Le facteur de contamination (CF) a été calculé pour les différents sites d'échantillonnage de l'ancienne décharge de Buterere et sa variation pour chaque élément est présentée à la Figure VI.2. Selon les degrés de contamination définis par Lacatusu (2000), nous constatons que, pour la majorité des éléments traces détectés sur la zone d'étude (Cd, Cu, Fe, Mn et Zn), ce facteur varie dans l'intervalle de 0,42 à 6,39, c'est-à-dire d'une contamination modérée à sévère.

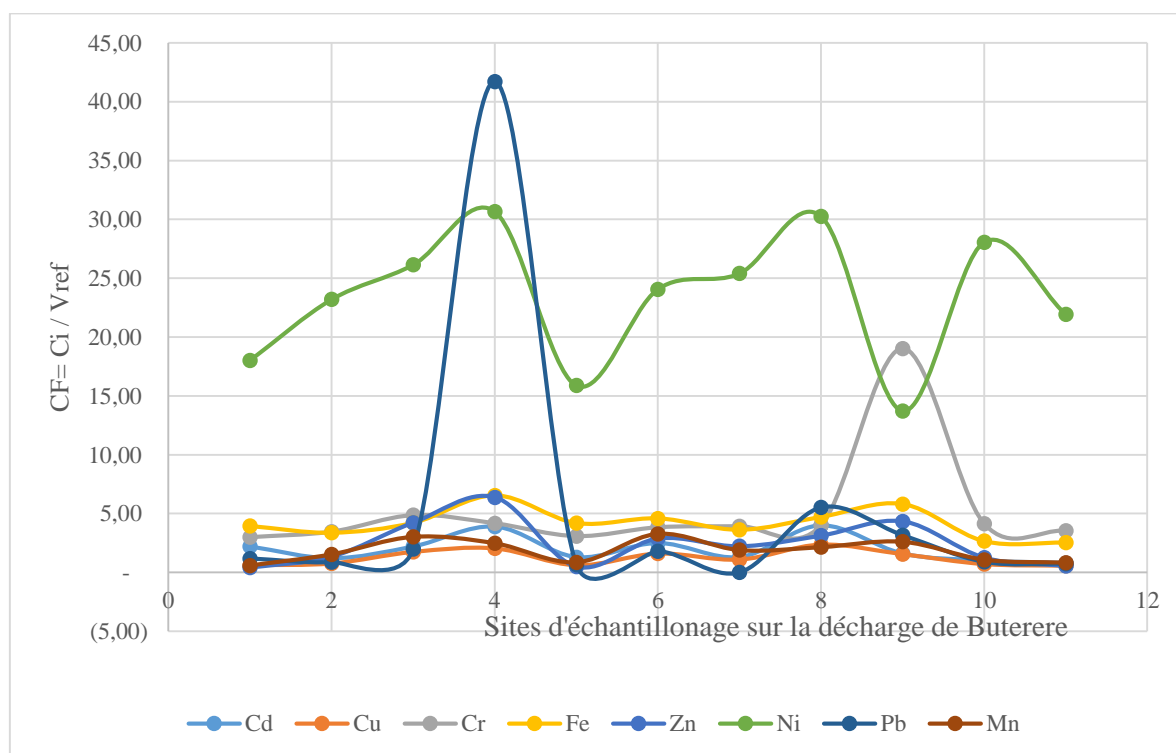


Figure VI.2: Variation du facteur de contamination (CF) en métaux lourds sur le site de Buterere

Il est important de noter que le facteur de contamination du nickel dépasse 16 ce qui montre une pollution excessive du site de Buterere par ce métal. En plus, aux sites B4 et B9 ce facteur de contamination révèle une pollution excessive respectivement en Pb et en Cr. Pour le site de Buterere, l'indice de charge polluante (PLI) a été déterminé et les résultats obtenus sont présentés à la Figure VI.3.

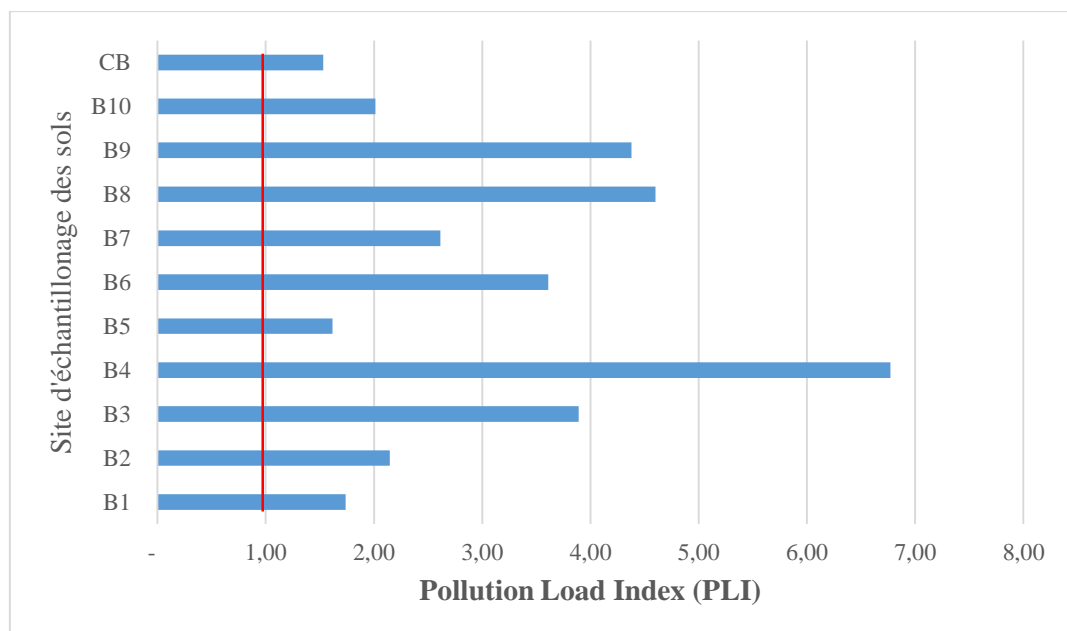


Figure VI.3: Indice de charge polluante en métaux lourds des sols du site de Buterere

Comme on peut le voir sur la figure VI.3, le PLI varie dans la marge de 1,53 à 6,77. Il est important de constater que l'indice de charge polluante PLI dépasse la valeur de 1 pour tous les sites d'échantillonnage, ceci indique une détérioration de la qualité du site et constitue un défi environnemental (Tomlinson et al., 1980). La valeur minimale concerne le contour (CB) de la décharge de Buterere, ce qui montre la dispersion des métaux lourds vers l'extérieur de ce site. Les valeurs de PLI les plus remarquables s'observent en B3, B4, B6, B8 et B9. Comparés aux résultats rapportés par Ihedioha et al. (2017) et dont les valeurs de PLI étaient toutes inférieures à 1, l'indice calculé pour la décharge de Buterere révèle une forte pollution en métaux lourds que le site d'Uyo au Nigeria (Ihedioha et al. 2017).

VI.2.1.3. Détermination du facteur de risque écologique (Er^i) et de l'indice de risque écologique (RI)

Le facteur de risque écologique (Er^i), quant à lui, exprime quantitativement le risque écologique potentiel d'un seul contaminant donné :

$$Er^i = T_r^i \cdot C_f^i$$

Avec C_f^i le facteur de contamination et T_r^i = facteur de réponse toxique d'une substance donnée (Cuivre = Nickel = plomb = 5 ; zinc = 1, cadmium = 30, chrome = 2, Fe et Mn : non applicable)(Hakanson, 1980). La terminologie suivante est utilisée pour décrire le facteur de risque écologique E_r^i :

- Pour $E_r^i < 40$, le risque potentiel écologique est faible ;
- pour $40 \leq E_r^i < 80$, le risque potentiel écologique est modéré ;
- pour $80 \leq E_r^i < 160$, le risque potentiel écologique est considérable ;
- pour $160 \leq E_r^i < 320$, le risque potentiel écologique est élevé ;
- enfin pour $E_r^i \geq 320$, le risque potentiel écologique est très élevé (Hakanson, 1980).

On peut également évaluer l'indice de risque écologique RI qui se calcule de la même manière :

$$RI = \sum_{i=1}^m E_r^i$$

Avec E_r^i le facteur de risque écologique et m la somme d'espèces de métaux lourds évalués. En se référant à la terminologie de Hakanson (1980), on a les situations suivantes :

- si $RI < 150$, le risque écologique est faible ;
- si $150 \leq RI < 300$, le risque écologique est modéré ;
- si $300 \leq RI < 600$ le risque écologique est considérable ;
- et enfin si $RI > 600$, on a affaire à un risque écologique très élevé.

Ainsi, sur base de ces critères de qualification du risque écologique, le site de Buterere présente un risque potentiel écologique non négligeable lié aux métaux lourds. En effet, la détermination de ce risque écologique à l'aide des teneurs mises en évidence sur cette ancienne décharge (Tableau VI.1) a montré que pour le Cd, le Pb et le Ni, ce risque écologique E_r^i a des valeurs qui oscillent dans la marge de 40-210. En effet, le Cd a un facteur de risque écologique qui varie de 24 à 120. Les valeurs les plus élevées pour le Cd sont notées pour les sites S4 et S8 (respectivement de 117 et 120) et caractérisent un risque écologique qui est considérable. Cela indique donc que le cadmium présente un risque potentiel pour l'écosystème local de ce site.

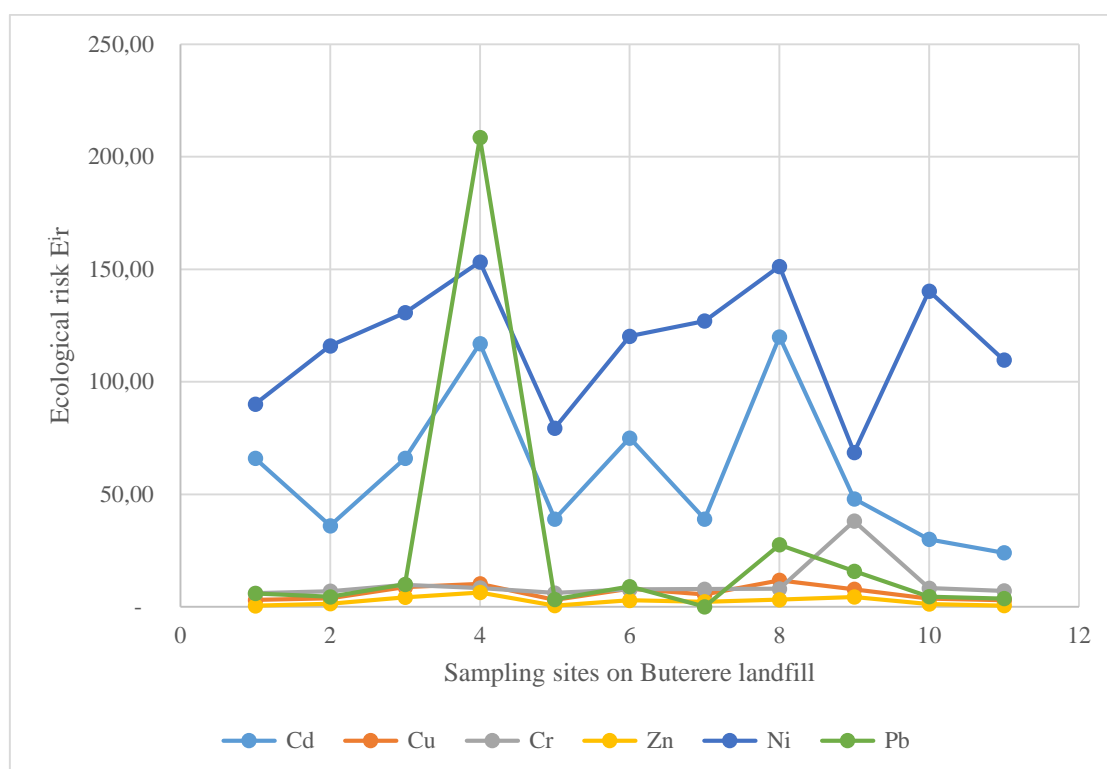


Figure VI.4: Risque écologique dû aux métaux lourds au site de Buterere

Néanmoins, la valeur du risque écologique mise évidence pour le Cd à Buterere reste relativement inférieure à celles mises évidence à la décharge d’Uyo qui sont respectivement 339 et 328. Pour le Pb, la valeur de E_r^i la plus élevée est observée en S4 où elle s’élève à 208,58, caractérisant ainsi le risque potentiel écologique élevé. Dans les autres points d’échantillonnage, la valeur de E_r^i pour le Pb est inférieure à 40, d’où le risque écologique lié à ce métal est faible. La valeur de E_r^i pour le Ni dépasse 40 en tous les points d’échantillonnage, ce qui présente un risque écologique pour ce site. Elle varie de 68,6 à 153,3 : le risque écologique se qualifie de modéré à considérable. La biodiversité de ce site court un risque écotoxicologique qui proviendrait de l’exposition au nickel mis en évidence à ce site.

En outre, pour le Cu, Cr et le Zn, ce risque écologique est inférieur à 40 et est donc relativement bas. Ce résultat corrobore ce qui a été trouvé pour le Cr et le Zn pour les sols de la décharge d’Uyo au Nigeria, où la valeur de E_r^i est inférieure à 40, pour toute les saisons (Ihedioha et al., 2017).

Afin de quantifier le risque écologique potentiel global des six métaux observés sur la décharge de Buterere et son contour, l’indice de risque écologique RI a été calculé comme la somme des six facteurs de risque écologique E_r^i . L’indice de risque RI caractérise la sensibilité de l’écosystème local aux métaux toxiques et représente le risque écologique résultant de la contamination globale en ces métaux lourds.

Pour les 11 points d'échantillonnage, RI varie de 131,47 à 503,83, avec environ 82% des sites ayant un indice RI >150. En tenant compte de cette indice, nous constatons qu'on a un risque écologique variant de l'état modéré à considérable. Cet indice de risque écologique est surtout associé à Cd, Ni et Pb, et la contribution des autres éléments de trace (Cu, Cr, Zn) au risque écologique est faible. Sur base de ces valeurs, nous pouvons avancer sans trop de risque de nous tromper que le site de Buterere est caractérisé par un risque écotoxicologique associé aux métaux lourds identifiés. Cela étant, les organismes végétaux et animaux inférieurs (flore, invertébrés terrestres dont les vers de terre, insectes) sont les premiers à être contaminés. Ainsi, les oiseaux et autres mammifères dont les poules et le bétail seront intoxiqués via la chaîne alimentaire, et enfin l'homme sera atteint et constitue le dernier maillon de la contamination métallique.

VI.2.2. Risques sanitaires associés au site de Buterere

Une personne peut être exposée aux métaux lourds par trois voies principales : ingestion, inhalation et contact cutané. Si l'individu est situé à proximité d'un site contaminé, l'approche consiste en un ensemble d'équations qui permettent d'estimer une concentration d'un contaminant (du sol, d'une plante comestible ou de l'eau) pour laquelle l'exposition est potentielle via les voies d'absorption et pourrait induire un risque chronique non cancérogène ($HI > 1$), ou un risque de cancer $CR > 10^{-4} - 10^{-6}$ (US EPA, 2002).

Dans cette section, nous considérons que cette méthode est applicable au site de Buterere, la population y étant exposée en permanence de l'enfance (6 ans) à l'âge adulte (60 ans) ; en effet, la population y a érigé des maisons d'habitations, y pratique l'agriculture et l'élevage. La consommation des légumes cultivés sur un site contaminé constitue aussi une autre voie d'exposition qui doit être prise en considération (X. Liu et al., 2013a). En effet l'ingestion des aliments contaminés en métaux lourds entraîne une bioaccumulation de ces derniers dans l'organisme humain, ce qui pourrait nuire à sa santé. Enfin, l'eau souterraine doit aussi être sujette à l'investigation, vu que les habitants du site se servent quotidiennement des eaux de puits dont les teneurs en métaux lourds dépassent les valeurs limites de l'OMS, si on se réfère aux résultats obtenus et présentés dans le chapitre V.

Les teneurs moyennes en métaux lourds qui ont été obtenues précédemment par dosage des échantillons (de sols, de légumes feuilles et des eaux de puits) collectés sur le site de Buterere sont utilisés pour cette approche.

VI.2.2.1. Estimation des risques sanitaires associés aux sols du site de Buterere

Nous nous inspirons des indices de pollution qui sont couramment utilisés pour évaluer les risques sanitaires liés à l'exposition sur un site contaminé en métaux lourds (USEPA, 2000; X. Liu et al. 2013; Y. Liu et al. 2018; Essien et al. 2019). Ainsi, pour le site de Buterere, l'exposition quotidienne par ingestion orale et par contact cutané a été estimée respectivement en utilisant :

$$CDI_{\text{sol-ing}} = \frac{CS \times IRS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF$$

$$CDI_{\text{sol-dermal}} = \frac{CS \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF$$

$$CDI_{\text{sol-inh}} = \frac{CS \times ET \times EF \times ED}{PEF \times 24 \times AT} \times CF$$

$$\text{Total cancer risk (CR)} = \sum_k^n CDI_k \times SF_k$$

$$\text{Chronic Hazard Index (HI)} = \sum_k^n CDI_k / RFD_k$$

Avec :

- CDI : Chronic Daily Intake (Dose journalière chronique);
- CS : Exposure-point concentration (la concentration du métal lourd au point d'exposition)
- EF : Exposure Frequency (fréquence d'exposition 350jours/année)
- ED : Exposure Duration (durée d'exposition : 30 ans pour adultes et 6 ans pour enfants) ;
- AF: Adherence Factor = 0.007mg/cm²
- BW: Body Weight: 70 kg for adults and 28kg for children (US EPA, 1991);
- AT: Average Time for carcinogens: (365days/yx70y) in days;
- ABS : dermal absorption fraction : 0,001
- CF: conversion factor: 10⁻⁶ mgkg⁻¹ (US EPA, 2002)
- IRS: ingestion rate:100 mg·d⁻¹ (US EPA, 2011);
- SA: Skin Area exposed: 5700 cm²;
- SF_k: slope factor for substance k (mg kg⁻¹ d⁻¹).
- RFD_k : chronic reference dose for the heavy metal k

Le risque cancérigène fait référence à la probabilité de survenue d'un type de cancer pendant toute la vie en cas d'exposition à un élément cancérigène (US EPA, 2002). En particulier, dans le cas du risque cancérogène à un seul élément, la limite de risque admissible est censée être

10^{-6} , tandis que pour le risque cancérigène multiéléments, la limite admissible est $<10^{-4}$ (RAIS, 2017). Le risque acceptable ou tolérable aux fins de la réglementation est compris entre 10^{-6} et 10^{-4} (US EPA, 2001).

Selon le Centre international de recherche sur le cancer, les éléments As, Cd, Cr, Co, Ni ont été rapportés comme substances à effets cancérigènes (Cao et al., 2014). Dans notre cas il s'agit de trois éléments : Cr, Cd et Ni compte tenu de l'existence des facteurs de pente (Slope Factor SF). Comme seul le Cr total a été déterminé, le sixième de sa teneur (1/6) est utilisée pour caractériser les risques cancérigènes du Cr(VI) (Peña-Fernández, et al., 2014).

La somme des valeurs HQi (pour les différents éléments de trace métallique) représente un indice de danger HI = $\sum HQ_i$. Les valeurs de HI > 1 montrent qu'il existe un risque sanitaire non cancérigène, tandis que HI < 1 indique l'absence de risque sanitaire non cancérigène significatif (US EPA, 2001).

Les teneurs moyennes en métaux lourds obtenues pour le site et présentés au Tableau III.2 ont été utilisées pour évaluer les indices de risques cancérigènes et non cancérigènes encourus par les enfants et les adultes.

Ainsi, le Tableau VI.2 résume tous les résultats obtenus à partir de ces valeurs sur la base de la méthodologie proposée dans des études similaires récentes (Essien et al., 2019; X. Liu et al., 2013c). En effet pour les enfants, les résultats montrent que, pour l'ingestion, la valeur estimée de l'indice chronique non cancérigène (HI) est de 2,94. Il convient de noter que la valeur admissible de HI doit être inférieure à l'unité. Ainsi, cette valeur obtenue de 2,94 est alors supérieure à la valeur guide de 1 (Tableau VI.2). Il est donc important de noter que les enfants de 0 à 6 ans, exposés à ce site, peuvent développer des maladies chroniques non cancérigènes au cours de leur croissance ce qui entraînerait la vulnérabilité de leur état de santé. En se référant à l'étude menée à Uyo par Ihedioha et al. (2017), nous pouvons en déduire que les enfants du site de Buterere sont plus à risque que ceux d'UYO, parce que la valeur de cet indice de 2,94 trouvée à Buterere est supérieure à celle trouvée pour le site UYO au Nigeria dont la valeur était de $1,04 \times 10^{-2}$.

Tableau VI.2: Indice chronique non cancérigène (HI) et indice cancérigène (CR) par ingestion, contact et inhalation au site de Buterere

Métaux lourds metals	Ingestion			Contact cutané			Inhalation		
	HQ _i	HQ _i	CR _i	HQ _i	HQ _i	CR _i	HQ _i	HQ _i	CR _i
	Enfants	Adultes		Enfants	Adultes		Enfants	Adultes	
Al	8,41E-01	9,01E-02	-	8,24E-04	3,59E-04	-	6,85E-06	1,37E-05	-
Cd	2,56E-02	2,74E-03	1,04E-06	2,51E-03	1,09E-03	4,15E-09	2,08E-05	4,16E-05	3,96E-11
Cr	4,43E-03	4,75E-04	3,56E-08	2,17E-03	9,47E-04	1,42E-10	1,80E-05	3,61E-05	1,35E-12
Cu	3,96E-02	4,25E-03	-	3,88E-05	1,69E-05	-	3,23E-07	6,45E-07	-
Fe	5,37E-01	5,75E-02	-	5,26E-04	2,30E-04	-	4,37E-06	8,74E-06	-
Mn	8,04E-02	8,61E-03	-	6,13E-03	2,67E-03	-	5,09E-05	1,02E-04	-
Ni	1,09E-01	1,16E-02	3,96E-04	1,07E-04	4,65E-05	1,58E-06	8,85E-07	1,77E-06	1,50E-08
Pb	1,28E+00	1,37E-01	4,08E-08	8,35E-03	3,64E-03	1,62E-10	6,94E-05	1,39E-04	1,55E-12
Zn	2,13E-02	2,28E-03	-	1,04E-04	4,55E-05	-	8,67E-07	1,73E-06	-
HI=∑HQ _i	2,94E+00	3,15E-01	3,97E-04	2,08E-02	9,05E-03	1,58E-06	1,72E-04	3,45E-04	1,51E-08
CR =∑CR _i									

Ce risque cumulé (en considérant l'effet additif des éléments) est proportionnel à la contribution de chaque élément, notamment pour le Pb (43%), l'Al (28%), le Fe (18%) et le Ni (3,7%). Pour les adultes, **l'indice chronique non cancérigène (HI)** lié à l'exposition orale au sol vaut $3,15 \times 10^{-1}$; cette valeur est inférieure à la valeur de référence à partir de laquelle les adultes exposés ne pourraient développer de maladies chroniques (valeur de référence : 1). Ainsi, les enfants sont la catégorie la plus à risque pour les pathologies chroniques par rapport aux adultes et cela corrobore les résultats de Karim et Qureshi (2014).

En outre, **l'indice de risque cancérigène (CR)** pour le site de Buterere est de $3,97 \times 10^{-4}$ et dépasse environ 4 fois la valeur guide de 10^{-4} . Ainsi, la population vivant à proximité du site étudié pourrait développer des pathologies cancérigènes au cours de sa vie (espérance de vie actuelle d'environ 60 ans au Burundi), spécialement pour les enfants. Ce risque cancérigène est principalement associé à l'exposition au Ni, détecté dans les sols du site de Buterere. Notons que la valeur de cet indice trouvée à Buterere pour l'ingestion orale est plus petite si on la compare à celle trouvée au Nigeria qui était de $5,71 \times 10^{-3}$ (Essien et al., 2019).

Quant au contact cutané et à l'inhalation de sol, les valeurs obtenues pour ces indices (HI et CR) restent dans la fourchette des valeurs admissibles, comme le montre le Tableau VI.2. En effet, pour le contact cutané, l'indice HI s'élève à $2,08 \times 10^{-2}$ et $9,05 \times 10^{-3}$ respectivement pour les enfants et les adultes. Ces valeurs sont faibles, si on les compare à la valeur de référence qui est égale à l'unité. La même observation est notée pour l'exposition par inhalation, où la valeur de cet indice chronique non cancérigène HI s'élève à $1,72 \times 10^{-4}$ et $3,45 \times 10^{-4}$ respectivement pour les enfants et les adultes. Ces valeurs restent inférieures à la limite acceptable de 1, ce qui montre que, près de ce site, l'inhalation et le contact cutané de particules contribuent moins que l'ingestion orale aux nuisances chroniques éventuelles pour les enfants et les adultes. La valeur trouvée pour le risque cancérigène (CR) est de $1,58 \times 10^{-6}$ pour le contact cutané et $1,51 \times 10^{-8}$ pour l'inhalation ; elle est également inférieure à la valeur de référence de 10^{-4} , ce qui signifie que le risque cancérigène dû à l'inhalation et le contact cutané sur le site de Buterere reste négligeable.

En résumé, les valeurs obtenues pour les risques chroniques non cancérigènes et cancérigènes prouvent que les sols du site de Buterere présentent un danger réel pour la population vivant à proximité. Les personnes exposées risquent de développer des maladies chroniques non cancérigènes et des cancers, généralement liés à l'ingestion involontaire de particules de sol contaminées par des métaux lourds. Les enfants et les personnes les plus âgées constituent les

catégories les plus vulnérables à cette exposition. Des mesures correctives sont nécessaires pour prévenir les nuisances à long terme pour la population concernée.

VI.2.2.2. Evaluation des risques sanitaires liés à la consommation des légumes feuilles de Buterere

Des indices de risques liés à la consommation des légumes (HI et/ou CR) que sont les épinards, amarantes, feuilles de courge et de haricot peuvent être estimés sur base des méthodes couramment utilisées, comme cela a été fait pour les sols, afin d'évaluer le danger que court la population de Buterere qui consomme ces légumes d'une part, et d'autre part, celle d'autres quartiers qui s'en approvisionnerait auprès des marchés locaux.

Estimation de l'apport quotidien de métaux lourds CDI :

$$CDI_{lég-ing} = \frac{C_{lég} \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF$$

$$\text{Total cancer risk (CR)} = \sum_k^n CDI_k \times SF_k$$

$$\text{Chronic Hazard Index (HI)} = \sum_k^n CDI_k / RfD_k$$

Avec :

- $CDI_{lég-ing}$: Dose journalière chronique (Chronic daily intake) lié à la consommation de ces légumes;
- $C_{lég}$: la concentration du métal lourd dans les légumes
- EF : fréquence d'exposition 350jours/année (Exposure Frequency)
- ED : Durée d'exposition (Exposure duration): 30 ans pour les adultes et 6 ans pour les enfants et cela ne concerne que le risque chronique non cancérigène et 60 ans pour le risque cancérigène qui équivaut à l'espérance de vie pour un pays donnée ; 60 pour le cas du Burundi (WHO)
- BW: Poids corporel (Body Weight): 70 kg pour les adultes et 15kg pour les enfants (US EPA, 1991);
- AT :Averaging Time for carcinogens: 365x ED days;
- SF_k est le facteur de pente (slope factor) pour la substance k ($kg\ d^{-1}\ mg^{-1}$).
- RfD_k dose de référence pour une exposition chronique (chronic reference dose) pour le métal k

Pour ce faire, les valeurs des teneurs moyennes en métaux lourds des légumes étudiés ont été utilisées (voir Tableau IV.2). Les résultats d'estimation de l'apport journalier en métaux lourds lié à la consommation des légumes du site de Buterere sont présentés au Tableau VI.3. Les valeurs obtenues sont directement proportionnelles à la concentration en métaux lourds dans les légumes étudiés et présentés au chapitre IV.

En effet, l'apport journalier moyen en Cr pour les enfants de 0 à 6 ans ($CDI_{Cr} = 0,17$) est inférieur à la dose journalière de référence (RfD) en ce métal qui est de 1,5mg/kg/j. Il en est de même pour les adultes pour une exposition de 30 ans. Ceci montre que la consommation de ces légumes contribue moins à la contamination par ce métal. Néanmoins, les valeurs moyennes de CDI trouvées pour le Cu, Fe, Mn, Ni, Pb et Zn sont supérieures aux doses par ingestion orale de référence (RfD), que ce soit pour les adultes que pour les enfants. Ceci montre que les personnes qui se nourrissent de ces légumes sont exposées à des risques, car la quantité ingérée en métaux lourds dépasse les limites acceptables (valeurs de RfD rapportées au Tableau IV.3).

Tableau VI.3: Estimation de l'apport journalier en métaux lourds (CDI)

Métal	RfD	CDI_{enfants}			CDI_{adultes}		
		<i>min</i>	<i>moy</i>	<i>max</i>	<i>min</i>	<i>moy</i>	<i>max</i>
Cr	1,50E+00	0,164	0,170	0,176	0,182	0,189	0,196
Cu	4,00E-02	0,029	0,0644	0,127	0,032	0,069	0,136
Fe	0,7	0,500	0,898	1,340	0,535	0,962	1,435
Mn	4,60E-02	0,136	0,205	0,251	0,146	0,220	0,269
Ni	2,00E-02	0,096	0,104	0,112	0,103	0,112	0,120
Pb	3,50E-03	0,018	0,051	0,067	0,020	0,055	0,071
Zn	3,00E-01	0,170	0,260	0,354	0,182	0,279	0,379

Ces légumes extraient ces métaux lourds du sol et les transfèrent via la chaîne alimentaire, à l'être humain ; ainsi ils se bioconcentrent progressivement dans le corps et peuvent même induire diverses nuisances. Nous signalons aussi la présence sur le site des animaux domestiques comme les volailles, le gros et le petit bétail. La consommation de leur viande constituerait une autre voie de contamination, du fait que ces animaux se nourrissent d'herbes du site, elles-mêmes contaminées.

Sultana et al. (2017) avaient évalué l'apport journalier moyen (CDI) en métaux lourds dans différents légumes étudiés et les résultats obtenus pour le Pb, Zn, Cd, Cr, Ni et Cu étaient respectivement 0,073 ; 1,551 ; 0,027 ; 0,245 ; 0,127 et 0,236 mg/jour/personne adulte. Mis à part le Cd non détecté pour notre étude, les valeurs trouvées pour Pb, Zn ; Cr, Ni et Cu (0,055 ; 0,279 ; 0,189 ; 0,112 et 0,069mg/jour/personne adulte) demeurent nettement inférieure.

Sur base de ces résultats, on peut aussi estimer les risques chroniques non cancérigènes $HI = \sum HQ_i$ où HQ_i est le risque chronique non cancérigène associé à l'exposition à un seul métal lourd. En plus on peut aussi déterminer les risques cancérigènes associés à l'exposition de la population de ce site via la consommation de ces légumes, en tenant compte des teneurs en Pb, Cr et Ni, éléments de trace métallique qui sont reconnus comme substances cancérigènes. Les résultats obtenus sont comparés aux valeurs de référence ($HI < 1$ et $CR < 10^{-4}$), comme le montre le Tableau IV.4.

Tableau VI.4: Indice de risque chronique non cancérigène (HI) et risque cancérigène (CR) lié à la consommation de légumes du site de Buterere

Métal	HQ _{children}			HQ _{adults}			SF _k	CR		
	min	moy	max	min	moy	max		min	moy	max
Cr	0,1	0,11	0,11	0,12	0,12	0,13	5,00E-05	9,14E-06	9,47E-06	9,80E-06
Cu	0,74	1,61	3,18	0,8	1,72	3,41				
Fe	0,71	1,28	1,91	0,76	1,37	2,05				
Mn	5,67	8,58	10,47	3,17	4,79	5,85				
Ni	4,8	5,22	5,64	5,15	5,6	6,04	9,10E-01	0,09	0,1	0,11
Pb	5,41	14,74	19,15	5,8	15,79	20,52	8,50E-05	1,73E-06	4,70E-06	6,10E-06
Zn	0,56	0,86	1,18	0,6	0,93	1,26				
HI= $\sum HQ_i$	18,04	32,43	41,67	16,43	30,35	39,29		0,09	0,1	0,11
V _{réf}		<1			<1				10 ⁻⁶ -10 ⁻⁴	

La valeur trouvée pour HI chez les enfants (32,43) et les adultes (30,35) est supérieure à l'unité ; dès lors il est évident que la consommation de ces légumes peut être la source de nuisances sanitaires : des pathologies chroniques non cancérigènes peuvent se développer dans la population consommatrice (enfants ou adultes).

Eskandari et Alizadeh (2018) ont évalué le risque chronique associé à la consommation des graines de blé cultivé sur un sol contaminé en nickel (100mg/kg). Les valeurs trouvées par ces auteurs sont respectivement 130,27 et 169.40 pour les adultes et les enfants, et dépassent largement les valeurs obtenues pour la présente étude (30,35 chez les adultes et 32,42 chez les enfants). Ceci peut s'expliquer par le fait que les sols de Buterere sont très riches en matières organiques décomposées jouant ainsi le rôle de fertilisant et d'agent complexant. L'expérimentation a déjà montré que la présence d'un compost diminue la bioaccumulation des métaux lourds dans les sols, peu importe leur concentration (Kampelmann, 2015).

L'indice de risque cancérigène calculé pour le nickel vaut 0,10 : valeur très élevée par rapport à la valeur de référence qui se situe dans l'intervalle de 10⁻⁶-10⁻⁴. Ainsi, la consommation de ces

légumes peut provoquer, à la longue, des maladies de type de cancer. Etant donné que le Cr et le Ni ont été détectés dans les épinards du site de Buterere, il est clair que le risque lié à l'exposition à ces 2 éléments cancérigènes est très important, vu que la population environnante de Buterere consomme couramment ce légume qui fait objet de cueillette tournant toute l'année, voire même plus. Sa consommation est seulement réduite en saison sèche à cause de la diminution du feuillage.

Il apparait aussi que les feuilles d'amarantes, de courges, d'haricots et d'épinard contiennent du Pb qui est classés parmi les substances cancérigènes. Malgré son facteur de pente (SF) faible, la contamination en ce métal est considérable, étant donné que ces légumes le contiennent au-delà des valeurs de référence et sont consommés de façon quotidienne par les habitants de la localité. A ceci, il faut ajouter que ces risques chroniques non cancérigènes ne concernent pas uniquement les habitants de Buterere, même s'ils sont les plus exposés. En effet la culture de ces légumes sur le site de Buterere et sur ceux qui lui ressemblent ainsi que leur commercialisation sur les marchés locaux conduisent à une exposition communautaire dont la portée est très vaste.

VI.2.2.3. Evaluation des risques sanitaires liés aux eaux de puits du site de Buterere

Bien que la comparaison de la concentration d'un ion dans les eaux souterraines, utilisées pour la boisson, avec les normes nationales et internationales permette d'établir leur aptitude à la consommation, cela ne suffit pas toujours à établir le risque de boire les eaux souterraines, car la quantité d'eau consommée par l'homme n'est pas entièrement prise en compte (Vetrimurugan et al., 2017). Ainsi, sur base des teneurs en métaux lourds trouvées dans les eaux de puits analysées, les risques sanitaires liés à la consommation de ces eaux ont été estimés comme suit :

- Indice de pollution par les métaux lourds (HPI) ;
- Indice de risque (HI).

VI.2.2.3.1. Indice de pollution par les métaux lourds (HPI)

Le HPI est une méthode d'évaluation qui tient compte de l'influence globale de tous les métaux lourds sur la qualité globale de l'eau (Wagh et al., 2018) .

$$HPI = \frac{\sum_{i=1}^n W_i Q_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad \text{et} \quad Q_i = \sum_{i=1}^n \frac{|M_i - I_i|}{(S_i - I_i)}$$

Avec W_i le poids unitaire du $i^{\text{ème}}$ métal lourd, n le nombre de métaux lourds, Q_i un sous-indice du $i^{\text{ème}}$ métal lourd, M_i la valeur mesurée du i^{e} métal lourd, I_i la valeur théorique du i^{e} métal lourd basée sur les limites internationales pour l'eau potable (Tableau VI.5). Les résultats

obtenus par calcul de l'indice de pollution HPI pour les eaux du site de Buterere sont repris au Tableau VI.6.

Tableau VI.5: Paramètres et constantes utilisés pour le calcul des indices HPI (en se référant aux valeurs guides de l'OMS)

Métal	Wi	Ii	Si	Qi
Zn	0,0002	3000	5000	150,0
Pb	0,7	10	100	11,1
Cr	0,02	3	5	149,7
Cu	0,02	50	1	102,0
Mn	0,02	500	100	124,8
Fe	0,02	500	300	249,2
Ni	0,05	20	20	-

Tableau VI.6 : Valeurs de HPI calculées pour les eaux de puits du site de Buterere

Métal	Saison humide	Saison sèche
Zn	149,98	150,00
Pb	10,81	11,11
Cr	NA	149,73
Cu	101,91	102,03
Mn	124,83	124,77
Fe	249,26	249,20
Ni	NA	NA
HPI	636,80	786,82

Le HPI est classé en trois classes, à savoir, faible (0-15), moyenne (15-30) et élevée (> 30) en fonction du degré de pollution (Edet & Offiong, 2002). En considérant les teneurs en métaux lourds des eaux de puits du site de Buterere, la valeur moyenne de HPI obtenue pour la saison humide est de 636,80 tandis que celle obtenue pour la saison sèche était de 786,82. Ces valeurs restent supérieures à la valeur critique de HPI qui est de 100, donc impropre à la consommation humaine. Cependant, ces valeurs sont inférieures à la valeur moyenne de 1039,48 qui a été trouvée pour l'eau souterraine de Nashik en Inde (Wagh et al., 2018). Par contre elles sont supérieures à celle mise en évidence à Tamil Nadu (Rao et al., 2011), où le HPI variait de 47 à 104.

VI.2.2.3.2. Indice de risque (HI)

Un risque non cancérigène dû à la consommation d'eaux souterraines contenant des métaux lourds a été évalué en calculant l'indice de risque (Hazard Index: HI) sur la base des équations suivantes (US EPA, 1993; US EPA, 2001 ; Brraich et Jangu 2015):

$$CDI_W = \frac{CW \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

$$\text{Chronic Hazard Index (HI)} = \sum HQ_i = \sum_k^n CDI_k / RfD_k \quad \text{Total cancer risk (CR)} = \sum_k^n CDI_k \times SF_k$$

Où CDI_W : Dose chronique journalière (Chronic Daily Intake) lié à la consommation de ces eaux ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$) ; CW : la concentration du métal lourd dans les eaux de puits ($\mu\text{g}/\text{L}$) ; IR : Taux d'ingestion (Ingestion Rate : L/day 2,36 for adult, 1 for child); EF : fréquence d'exposition 365jours/année (Exposure Frequency) ; ED : Durée d'exposition (Exposure duration): 30 ans pour les adultes et 6 ans pour les enfants et cela ne concerne que le risque chronique non cancérogène et 60 ans pour les risques cancérogènes qui équivaut à l'espérance de vie pour un pays donné ; 60 pour le cas du Burundi ; BW : Poids corporel (Body weight): 70 kg pour les adultes et 15kg pour les enfants (US EPA, 1991); AT : Averaging time for carcinogens: 365x ED days ; RfD_k la dose de référence chronique pour le métal lourd k et SF_k le facteur de pente pour la substance k ($\text{kg d}^{-1} \text{mg}^{-1}$). HQ est le quotient du danger (sans unité) au RfD ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$) (US EPA, 1993; US EPA, 2001 ; Brraich et Jangu 2015).

Le risque non cancérogène est calculé avec l'indice de danger (HI), en considérant les huit métaux lourds. Les valeurs $HI \leq 1$ indiquent une absence de risque chronique non cancérogène et les valeurs $HI \geq 1$ indiquent le risque chronique non cancérogène. Les différentes valeurs de référence RfD et SF_k pour les différents métaux sont présentées dans le Tableau VI.7)

Tableau VI.7 : Valeurs de doses de référence RfD (WHO et US EPA)

Métal lourd	Dose de Référence (RfD : $\text{mg}/\text{kg}/\text{jour}$)	SF_k
Al	1,00E+00	
Cd	1,00E-05	
Cr	3,00E-03	500E-05
Cu	5,00E-03	
Fe	8,00E-01	
Mn	1,40E-01	
Ni	2,00E-02	9,10E-01
Pb	1,40E-03	8,50E-05
Zn	3,00E-01	

En saison humide, cet indice varie de 0,334 à 7,574 chez les enfants et de 5,499 à 8,932 chez les adultes. Les valeurs moyennes de HI sont respectivement 5,765 et 7,151 pour les enfants et les adultes (Tableau VI.8). Ces valeurs dépassent la valeur de référence qui est de 1, ce qui

montrent que ces eaux de puits peuvent induire des nuisances chroniques non cancérogènes, si on considère les teneurs en métaux lourds mesurées en saison humide. En plus, les résultats montrent que ce risque est en grandes proportions lié à l'exposition au plomb, et légèrement au cuivre et manganèse. La contribution des autres éléments de trace à ce risque chronique est négligeable. L'évaluation du risque cancérogène CR pour la saison humide a montré qu'il est négligeable car sa valeur variant de 5,93E-07 à 9,39E-07 reste dans la marge acceptable (<1,00E-04).

Tableau VI.8: Indices de risque chronique non cancérogène (HI) et cancérogène (CR) pour l'usage des eaux de puits du site de Buterere, saison humide

	Enfants			Adultes			CR		
	QI min	QI moy	QI max	QI min	QI mean	QI moyen	CRmin	CRmean	Crmax
Al	0,008	0,023	0,036	0,004	0,012	0,018			
Cr	-	-					-	-	-
Cu	0,098	0,105	0,110	0,398	0,425	0,445			
Fe	0,030	0,141	0,420	0,013	0,062	0,186			
Mn	0,136	0,319	0,678	0,069	0,161	0,343			
Ni	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pb	3,943	5,105	6,247	4,985	6,454	7,899	5,93E-7	7,68E-7	9,39E-7
Zn	0,061	0,072	0,082	0,031	0,037	0,041			
HI= \sum QI _i	0,334	5,765	7,574	5,499	7,151	8,932	-	-	-
CR= \sum CR _i							5,93E-7	7,68E-7	9,39E-7

Tableau VI.9 : Indices de risque chronique non cancérogène (HI) et cancérogène (CR) pour l'usage des eaux de puits du site de Buterere, saison sèche

	Enfants			Adultes			CR		
	QI min	QI moy	QI max	QI min	QI mean	QI moyen	CRmin	CRmean	CRmax
Al	0,006	0,089	0,269	0,003	0,045	0,136			
Cr	0,000	0,000	0,001	0,011	0,062	0,225	1,69E-09	9,27E-15	3,37E-14
Cu	0,002	0,008	0,027	0,007	0,034	0,108			
Fe	0,037	0,153	0,369	0,016	0,068	0,163			
Mn	0,036	0,443	1,818	0,018	0,224	0,919			
Ni	0,007	0,023	0,050	0,003	0,012	0,025	6,14E-5	1,99E-04	4,60E-04
Pb		0,076	0,190	0,000	0,096	0,241	-	8,25E-9	2,87E-8
Zn	0,002	0,005	0,014	0,001	0,002	0,007			
HI= \sum QI _i	0,089	0,798	2,738	0,060	0,543	1,825			
CR= \sum CR _i							6,14E-5	1,99E-4	4,60E-4

En saison sèche, la valeur de l'indice de risque chronique non cancérigène HI oscille de 0,089 à 2,738, avec une valeur moyenne de 0,798 chez les enfants (Tableau VI.9). La valeur de ce risque oscille de 0,060 à 1,825 avec une valeur moyenne de 0,543 pour les adultes. En comparant les résultats de la saison sèche à la valeur de référence (<1), nous constatons que les valeurs moyennes sont dans la marge acceptable (<1), pour les enfants et adultes. Néanmoins, la valeur maximale de cet indice (1,825) dépasse la valeur de référence, ce qui pourrait se traduire par l'apparition probable de pathologies chroniques. En tenant compte des valeurs partielles de QI correspondant à chaque métal lourd (Tableau VI.8), les nuisances pourraient être étroitement liés à une exposition aux métaux lourds, avec un effet individuel de chaque métal dans l'ordre décroissant suivant : $Mn > Pb > Cr > Fe > Al > Cu > Ni > Zn$. Cet ordre est établi sur base de la contribution de chaque métal à l'indice HI.

Quant au risque cancérigène (CR), sa valeur oscille de $6,14E-05$ à $4,60E-04$, avec une valeur moyenne de $1,99E-04$. Cette valeur moyenne pour le site de Buterere dépasse environ deux fois la valeur acceptable ($1,00E-04$). Il est donc important de noter que les personnes utilisant cette eau de puits courent le risque de développer des pathologies cancérigènes dues à l'exposition au Cr et au Pb, selon les résultats obtenus pour la saison sèche.

VI.3. Aperçu de l'impact sociétal du site de Buterere : enquête descriptive sur le vécu sanitaire à proximité du site de Buterere

Il a été important de contacter les personnes à proximité du site de Buterere, afin de collecter des informations relatives à leur vécu quotidien afin de faire une superposition de l'état sanitaire de la population de la localité aux résultats expérimentaux.

Pour ce faire, un entretien inclusif à caractère qualitatif a été mené sur le vécu quotidien à proximité de l'ancienne décharge de Buterere. Un échantillon représentatif de 33 habitants du site de Buterere, dont 11 de sexe masculin et 22 de sexe féminin ont été interviewés. Parmi ces habitants, il y avait des chefs locaux dont le chef de cellule, le responsable sanitaire qui nous donnaient des informations nous servant de données qualitatives sur le vécu quotidien de la population à proximité du site de Buterere. L'entretien a été conduit afin de voir si les teneurs en éléments traces métalliques détectées sur le site de Buterere auraient déjà produit des effets néfastes dans la population exposée. Nous rappelons que les métaux lourds et métalloïdes les plus dangereux pour l'environnement comprennent le Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg et As (Ali et al., 2019). Le transfert trophique de ces éléments dans les chaînes alimentaires aquatiques et terrestres a des implications importantes pour la faune et la santé humaine (Ali et al., 2019). C'est dans cette optique que nous avons contacté ces habitants dont l'identification par âge est donnée au Tableau VI.10.

Tableau VI.10: Age des habitants interviewés

Tranche d'Age	Fréquence	Pourcentage
10-19	1	3,0
20-29	11	33,3
30-39	8	24,2
40-49	7	21,2
50 et plus	6	18,2
Total	33	100,0

VI.3.1. Atteintes cutanées

Selon les intervenants interviewés, les pathologies de la peau sont fréquentes dans cette localité de Buterere, que ce soit chez les enfants ou les adultes. Les principales pathologies cutanées couramment enregistrées concernent des cas comme œdèmes, abcès, boutons chroniques, taches et plaques, mycoses, tumeurs bénignes et chroniques sur la peau. En compilant les

interventions des personnes interviewées, nous constatons que ces pathologies sont en général plus fréquentes, comme le montre en résumé le Tableau VI.11.

Tableau VI.11 : Appréciation de la fréquence des pathologies de la peau enfant-adulte

Observation	Enfants		Adultes	
	Fréquence	Pourcentage	Fréquence	Pourcentage
Moins fréquent	8	24,2	14	45,2
Fréquent	2	6,1	2	6,5
Plus fréquent	23	69,7	15	48,4
Total	33	100	31	100

Dans cette zone d'étude, quelques cas de ces dernières pathologies sont couramment constatés : des boutons et taches noirâtres et irritantes apparaissent sur le visage et sont chroniques quelques fois. A titre illustratif, lors de la descente sur terrain, nous avons observé un cas de gonflement de sein chez une femme. Le sujet nous a rapporté que la pathologie de son sein s'accompagne d'écoulement périodique de pus, et que cela est apparu subitement et datait de plus de trois mois. Par ailleurs, les sujets contactés sur cette zone d'étude rapportent aussi de taches et plaques sur la tête, entraînant la perte de cheveux chez les enfants, sur le site de Buterere. Ces atteintes chroniques pouvaient même se localiser au niveau du dos, sur les bras et surtout au niveau des pieds. En plus, elles sont accompagnées d'inflammations et d'irritations chroniques.

Les pathologies cutanées observées à Buterere seraient liées aux effets cumulés des différents métaux lourds détectés à Buterere. Chez l'homme, le principal mécanisme de la toxicité des métaux lourds comprend la génération de radicaux libres qui provoquent un stress oxydatif, la détérioration des molécules biologiques telles que les enzymes, les protéines, les lipides et les acides nucléiques, la détérioration de l'ADN qui est la clé de la cancérogenèse ainsi que la neurotoxicité (Engwa et al., 2019). Les œdèmes et gonflements peuvent être liés à l'exposition à des niveaux élevés de plomb détectés (pouvant atteindre 2900 ppm en B4). Cette exposition au plomb provoque le déplacement de la membrane plasmique de la barrière hémato-encéphalique dans les espaces interstitiels, ce qui entraîne un œdème (Engwa et al., 2019). Les allergies et irritations cutanées rapportées par les habitants de Buterere peuvent être étroitement liées à l'exposition au chrome et au nickel qui ont tendance à être corrosifs et à provoquer des réactions allergiques cutanées (Buxton et al., 2019; Engwa et al., 2019). Il a été démontré que le Ni est l'espèce chimique toxique dans l'environnement, et des modèles ont été développés pour tenir compte de l'influence des facteurs abiotiques sur la biodisponibilité et la toxicité du Ni²⁺

dans différents habitats (Buxton et al., 2019). Ce dernier métal lourd a été mis en évidence à tous les sites d'échantillonnage et constitue donc un polluant potentiel du site. Les habitants sont constamment exposés au nickel tant à l'intérieur qu'à l'extérieur des bâtiments d'habitation érigés à ce site. Si ces habitants rapportent la fréquence des pathologies cutanées, cela pourrait être lié à une contamination au Cr et/ou au Ni qui se bioconcentrent dans leurs corps et provoquant ainsi des lésions cutanées. A cela il faut ajouter les dommages internes que ces polluants peuvent engendrer dont le stress métabolique. Néanmoins, la présente étude a des limites dont les moyens techniques. Des études approfondies pourraient être menées afin que des analyses dont l'examen des liquides biologiques (sang, urine ou salive) des habitants exposés puissent servir dans le monitoring de cette contamination.

VI.3.2. Atteintes respiratoires

Quant aux pathologies respiratoires, la majorité des personnes entretenues ont signalés qu'elles sont aussi fréquentes et des symptômes comme la toux (simple-chroniques), les difficultés respiratoires, irritation de la gorge, du nez et des poumons sont couramment observées. A ces problèmes sanitaires, il s'ajoute des déficiences cognitives dont la débilité, le retard de croissance, la trisomie, psychopathologie, etc. Des troubles gastro-intestinales sont également cités parmi les problèmes sanitaires à ce site où les maladies diarrhéiques se manifestent et faisant appel à des interventions humanitaires.

Tableau VI.12 : Appréciation de la fréquence des pathologies respiratoires chez les enfants et chez les adultes

Observation	Enfants		Adultes	
	Effectif	Pourcentage	Fréquence	Pourcentage
Moins fréquent	5	16,1	8	25
Fréquent	2	6,5	3	9,4
Plus fréquent	24	77,4	21	65,6
Total	31	100	32	100

VI.3.3. Autres formes de vulnérabilité

Les personnes contactées sur terrain nous ont rapporté aussi quelques cas des vulnérabilités concrètes observées ou vécues dans la localité (Tableau VI.13). Il s'agit des cas d'enfants avec retard de croissance, de malformation d'organes corporels, de difficulté d'apprentissage, d'impuissance sexuelle et même de stérilité. Ces cas seraient probablement liés à l'exposition aux polluants du site dont les métaux lourds, d'après la littérature existante (Benoff et al., 2000; Gerhard et al., 1998; Gleason, 2017; Rzymiski et al., 2015). La stérilité rapportée à Buterere pourrait être associée à l'exposition des individus masculins au chrome et au nickel qui endommagent le sperme et le système de reproduction masculin (Engwa et al., 2019). Cette exposition serait également l'une des causes de l'impuissance sexuelle rapportée comme étant un fléau dans cette localité, d'après les correspondants contactés lors de l'entretien inclusif (Buxton et al., 2019; Engwa et al., 2019). En effet, l'exposition à des substances chimiques non biodégradables et bioaccumulatives est associée à un dysfonctionnement reproductif (Kumar, 2004). Des études approfondies sont nécessaires pour comprendre cet état des choses.

Tableau VI.13: Cas concrets de pathologies vécues/observées au site de Buterere

Cas concret vécu/observé	Oui	Non	Total	%Oui	%Non
Retard de croissance	20	6	26	76,9	23,1
Malformation d'un organe	15	10	25	60,0	40,0
Difficulté d'apprentissage chez les enfants	17	6	23	73,9	26,1
Impuissance sexuelle	11	9	20	55,0	45,0
Stérilité	13	8	21	61,9	38,1

Des corrélations significatives ont été trouvées entre différents métaux lourds et paramètres cliniques (âge, indice de masse corporelle,) ainsi que des pathologies gynécologiques dont les fibromes utérins, les fausses couches, les troubles hormonaux (Gerhard et al., 1998). Le diagnostic et la réduction d'une charge corporelle accrue en métaux lourds ont amélioré les chances de conception spontanée des femmes stériles (Gerhard et al., 1998).

Ces pathologies et symptômes divers notés chez les habitants du site de Buterere ont été également rapportés à Chandrapur (Patil & Kamble, 2017). En effet, dans cette étude, les travailleurs exposés à des risques environnementaux et professionnels ont eu des troubles

musculo-squelettiques, des problèmes respiratoires, des maux de tête, des problèmes dermatologiques et des problèmes gastro-intestinaux. En outre, il a été observé que ces travailleurs souffraient d'allergies, de maux d'estomac, d'asthme et de bronchite pulmonaire, de toux et de rhume, de vomissements, de troubles auditifs, de fièvre, etc (Patil & Kamble, 2017). En plus, des preuves de la relation « cause à effet » avec les déchets dangereux ont été explorées (Fazzo et al., 2017), et rapportées comme limitées pour les cancers du foie, de la vessie, du sein et des testicules, les lymphomes non hodgkiniens, l'asthme, les anomalies congénitales en général et les anomalies du tube neural, des systèmes urogénital, conjonctif et musculo-squelettique, le faible poids de naissance et les naissances prématurées (Fazzo et al., 2017).

VI.4. Conclusion sur les risques écotoxicologiques et sanitaires dus aux métaux lourds

La présence des métaux lourds dans l'environnement constitue une source des nuisances pour la biodiversité en général et pour l'homme en particulier. L'ancienne décharge de Buterere est un écosystème complexe qui sert d'habitat à une flore et faune diversifiée, y compris la population à sa proximité. Les teneurs en métaux lourds y détectées ont servi pour estimer les risques écotoxicologiques du milieu ainsi que les risques sanitaires. La détermination de l'indice de géoaccumulation et du facteur de contamination associés aux teneurs en métaux lourds met en évidence une pollution notoire dudit site. L'estimation des risques sanitaires a montré que l'exposition des humains aux métaux lourds peut se faire par la consommation d'aliments et d'eau, inhalation d'air pollué ou par contact cutané. Des pathologies chroniques non cancérogènes et celles cancérogènes pourraient apparaître chez les sujets exposés au cours de leur vie. Des mesures de prévention et de remédiations devraient être entreprises afin de limiter les nuisances se rapportant à ce site. Nous n'oublions pas de mentionner la nécessité de mener des études multidisciplinaires plus approfondies, qui associeraient des chercheurs relevant du domaine de la médecine humaine et de la santé mentale et de la sociologie.

CHAPITRE VII : PERSPECTIVES DE REMEDIATION

Sur base des résultats obtenus dans la présente thèse, il est utile de tracer quelques voies de remédiation pouvant être envisagées à court, moyen et long terme selon les possibilités qui s'offrent. Ainsi, nous pouvons citer le tri des déchets, la valorisation énergétique (briquettes, collecte de biogaz), le compostage. Sur les sites déjà pollués par les métaux lourds, la phytoremédiation serait l'une des voies vertes à privilégier afin de contrarier la dispersion et l'accumulation des métaux lourds.

VII.1. Promotion du tri pour une gestion durable des DSM au Burundi

VII.1.1. Introduction

La plupart des pays en développement (PD) gèrent leurs déchets solides municipaux par la mise en décharges à ciel ouvert sans tris (Mizero, et al., 2015; Samsudina et Dona, 2013). Cette pratique est un problème en débat constant car elle développe des impacts négatifs sur l'environnement (Rong et al., 2017b). En effet, les déchets non triés constituent une source de pollution de l'environnement car ils peuvent contenir divers éléments nocifs qui contaminent le sol, l'eau de surface et souterraine, génèrent des lixiviats chargés également en contaminants dangereux de l'air et des eaux souterraines (Akinwumi et al. 2018; Akram et al. 2019; Brusseau et al., 2019). Des taux de mortalité élevés pour la biodiversité peuvent être imputables à des concentrations élevées de composés dangereux (Akram et al., 2019). Le problème lié à la contamination des sols dans ces décharges à ciel ouvert nécessite d'envisager des solutions adéquates afin de protéger la population des maladies épidémiologiques ou chroniques (Rong et al., 2017b).

De plus, dans les zones urbaines, en particulier dans la partie nord de la ville de Bujumbura (la capitale économique), ces anciennes décharges à ciel ouvert, qui sont actuellement fermées, deviennent progressivement des espaces exploités à des fins agricoles ou résidentielles. Cette utilisation des sols entraîne des effets néfastes sur l'environnement en général et la santé humaine en particulier (Rong et al., 2017a). Une des solutions pour éviter certaines contaminations est le tri des déchets solides par catégories à la source, une pratique simple et peu coûteuse qui permet une gestion durable des déchets avec la récupération et valorisation des fractions triées au profit de la population (Manirakiza et al., 2020; Mizero et al., 2015). Cependant, le comportement des ménages pour le tri à la source des DSM est influencé par divers facteurs tels que le "standard moral" (perception morale sur les bonnes ou les mauvaises actions), l'attitude envers le tri des DSM en raison du manque d'outils simples tels que des

poubelles aux couleurs adéquates, l'espace, le temps et la coopération des individus (Nomura et al., 2017). La même situation a été mise en évidence au Nigéria (Ezechi et al., 2017). Les auteurs ont proposé la participation de tous à la gestion des déchets. Au contraire, Zhang et al. (2019) ont montré qu'en Chine, la relation entre l'intention et le comportement face au tri des déchets s'est affaiblie malgré la mise en place de meilleurs facteurs d'accessibilité aux outils adéquats et la sensibilisation du gouvernement au tri des déchets à la source (Zhang et al., 2019). Cette pratique n'est pas très répandue dans les pays en développement en général et au Burundi en particulier.

En effet, les déchets municipaux continuent d'être collectés non triés et sont envoyés vers de nouvelles décharges non contrôlées, malgré les recommandations. À la suite de cette observation, quelles seraient les perspectives appropriées ? Le but de cette étude est d'identifier les principaux problèmes qui entravent le tri des déchets par les habitants de Bujumbura et d'examiner dans quelle mesure ils sont conscients et/ou informés de l'intérêt qu'ils portent à la gestion durable de leurs déchets solides.

On peut alors émettre l'hypothèse que (i) les DSM ne sont pas bien triés à la source, (ii) la population de Bujumbura, comme l'administration à différents niveaux, peut avoir une maigre culture environnementale qui les empêche de gérer les DSM de manière durable. Cette étude devrait fournir des informations utiles aux différents acteurs, décideurs et acteurs ascendants qui devraient agir de manière dynamique pour promouvoir la gestion durable des déchets solides municipaux dans la ville de Bujumbura. Des outils pour aider à la promotion de la séparation à la source sont le principal objectif pour éviter les nuisances causées par la mise en décharge non contrôlée des DSM, pour permettre le recyclage et l'utilisation de matériaux triés.

VII.1.2. Matériel et méthodes

Cette étude a été menée dans la ville de Bujumbura de mars 2019 à juin 2019. Elle comprend trois communes : Ntakangwa au nord, Mukaza au centre et Muha au sud. Sur le plan méthodologique, nous avons effectué des visites de terrain afin d'établir un inventaire de la dispersion des déchets solides municipaux dans la ville et des problèmes causés par cette situation. Pour ce faire, un GPS Garmin, un smartphone, un appareil photo, un dispositif de surveillance sur place, un ordinateur portable et un stylo ont été utilisés pour recueillir les informations utiles.

En plus, pour mieux comprendre la raison de cette situation, un questionnaire d'enquête visant à recueillir des données sur le sujet a été distribué à un échantillon aléatoire de 80 citoyens âgés

de 10 ans et plus (Annexe IV). Les réponses à ces questions avaient pour objectifs de comprendre la perception qu'ont les gens du concept de déchets solides urbains, à comprendre les méthodes de gestion actuelles, à identifier les difficultés qui empêchent le tri des déchets solides urbains à la source et à proposer une meilleure gestion.

Les résultats de cette enquête ont été analysés qualitativement et quantitativement sous forme graphique pour plus de clarté, puis traités en utilisant SPSS 22 comme logiciel de statistiques descriptive et analytique. La discussion des résultats nous a permis de formuler des recommandations pour la gestion durable des déchets solides urbains dans la ville de Bujumbura.

VII.1.3. Présentation des résultats

VII.1.3.1. Gestion des DSM à Bujumbura et défis environnementaux

L'examen des différentes municipalités de la ville de Bujumbura montre que les déchets municipaux solides produits par les ménages sont collectés sans tri et sont envoyés dans une décharge à ciel ouvert non contrôlée. Les analyses précédemment réalisées pour le site de Buterere révèlent déjà que le sol de ce site (Figure VII.1), une ancienne décharge de déchets non triés, contient un niveau élevé de contaminants 10 ans après sa fermeture. En effet, la fraction fermentescible des déchets stockés est transformée en compost alors que la fraction non biodégradable persiste. Actuellement, la décharge de Mubone est en service (Figure VII.2) et reçoit tous les déchets solides municipaux non triés. Sur ce site, on peut déplorer d'intenses odeurs nauséabondes. En plus, les lixiviats contaminés qui sortent de cette décharge en exploitation pourraient percoler et endommager les eaux souterraines, voire même atteindraient les cours d'eau et les champs de cultures qui entourent le site, vu les crues abondantes qui fragilisent couramment cette localité.

Ces défis environnementaux concernent de nombreuses zones urbaines des pays en développement. C'est par exemple la ville de Kisumu, au Kenya, qui est confrontée à une production croissante de déchets, à une décharge débordante et à la pollution due au rejet incontrôlé des déchets (Sibanda et al., 2017). Dans cette ville, la gestion durable des déchets solides reste insaisissable dans la ville, en raison du manque de financement adéquat et de personnel qualifié, ainsi que la mauvaise attitude du public à l'égard de la gestion des déchets ; les mêmes raisons sont identiquement observées à Bujumbura.



Figure VII.1: Déchets solides non triés persistant sur l'ancienne décharge de Buterere



Figure VII.2: Déchets solides non triés sur la nouvelle décharge de Mubone

La population à proximité de ces sites souffre de nuisances diverses et supplie souvent pour la fermeture de la décharge par le biais des médias. Ceci est aussi rapporté à Aba au Nigeria où l'élimination des déchets solides municipaux a posé un grave problème de sécurité environnementale, de santé publique et de bien-être des citoyens (Ezechi et al., 2017) : la situation est aggravée par le déversement aveugle de déchets au bord des routes, des rues, des cours d'eau et des terrains vagues. L'impact de cette pratique de gestion des déchets à Aba est la détérioration de l'environnement (Ezechi et al., 2017).

Face à cette situation de la ville de Bujumbura, une amélioration peut être suggérée en proposant le tri et la valorisation des différentes catégories de déchets solides. Ainsi, cette meilleure gestion des déchets permettrait aux habitants de bénéficier de la récupération de certaines matières secondaires et de réduire les nuisances actuelles au niveau du sol, de l'air et de l'eau. Toutes ces propositions sont basées sur les résultats de l'enquête menée dans le cadre de cette étude auprès des habitants de la ville de Bujumbura.

VII.1.3.2. Information démographique sur les habitants enquêtés

Dans l'enquête menée auprès des 80 participants de 3 municipalités de la ville de Bujumbura, la répartition était la suivante : 43,8% de Ntakangwa, 28,7% de Mukaza et 28,5% de Muha (Figure VII.3). Parmi ceux-ci, 15% étaient au chômage, 28,7% dans le secteur privé (professions libérales, nettoyeurs et techniciens), 52,5% dans le secteur public (santé, éducation, recherche, armée, police, etc.) et 3,8% dans le commerce. Dans leurs ménages: 18,8% sont composés de 1 à 3 membres, 47,5% de 4 à 7 membres, 27,5% de 8 à 11 membres et 6,2% dépassent le nombre de 11. L'âge des répondants varie de 10 à plus de 50 ans.

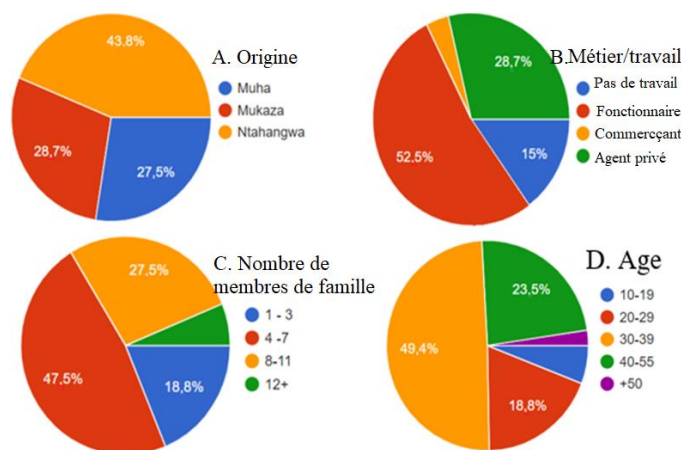


Figure VII.3: Origine (A), service (B), membres de famille (C) et âge (D) des enquêtés

VII.1.3.3. Connaissances élémentaires sur la gestion des DSM

Concernant la caractérisation des déchets solides municipaux produits par les ménages de Bujumbura, 73,8% des individus enquêtés confirment que les ordures ménagères sont les plus abondants dans leurs poubelles (Figure VII.4). Ceci est conforme aux résultats antérieurement trouvés à Bujumbura (Mizero et al., 2015). L'enquête montre également que les sachets, les plastiques, le papier et le carton sont produits en grande quantité.

Néanmoins, les résultats montrent que les participants ont très peu de connaissances sur les différentes catégories de déchets qui peuvent être recyclables, réutilisables, nocifs, dangereux ou non. En ce qui concerne le danger potentiel de certains déchets, la majorité des répondants précisent qu'il s'agit des déchets hospitaliers et pharmaceutiques, des sachets et de bouteilles en plastique (Figure VII.5). Selon certains parmi eux, quelques déchets sont considérés comme peu dangereux et ne sont donc pas très problématiques. Cette observation met en évidence le manque de connaissances et d'informations sur les effets nocifs de certains déchets et leurs risques pour la santé (Asibey et al., 2019). De plus, une proportion importante (28,7%) des participants enquêtés n'est pas informée du devenir de ces déchets et de leurs nuisances potentielles, contre 71,3% qui sont déjà informés (Tableau VII.1). L'analyse de ce résultat milite largement pour que la population de la ville de Bujumbura soit mieux informée.

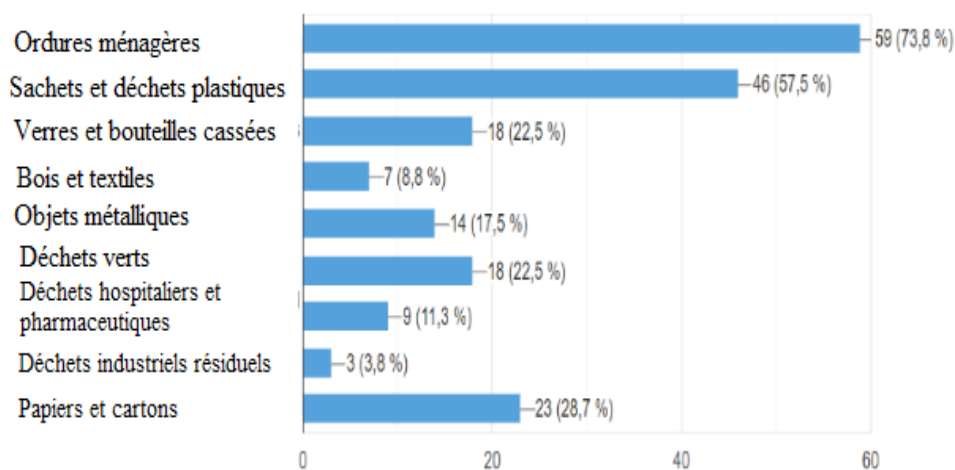


Figure VII.4: Abondance des fractions de DSM d'après les enquêtés

VII.1.3.4. Comportement des habitants de Bujumbura face à la gestion des DSM

L'enquête menée auprès de 80 habitants de Bujumbura, seulement 23,8% trient leurs déchets à la maison ou au travail (Tableau VII.1). Les principales raisons qui les empêchent de trier concernent le manque d'informations adéquates (60,4%) et le manque d'outils tels que les conteneurs sélectifs (Figure VII.6). De plus, il n'y a pas de collecte des déchets triés par

catégorie, ce qui explique la difficulté des habitants à contribuer eux-mêmes à une meilleure gestion des déchets de la ville de Bujumbura (Figure VII.6). Les résultats de l'étude montrent également (Figure VII.7) que les DSM de la ville de Bujumbura sont principalement collectés par des entreprises privées (38,1%) et des indépendants (35.7%) rémunérés pour leur travail. En revanche, les entreprises publiques n'ont qu'une efficacité modique (19%).

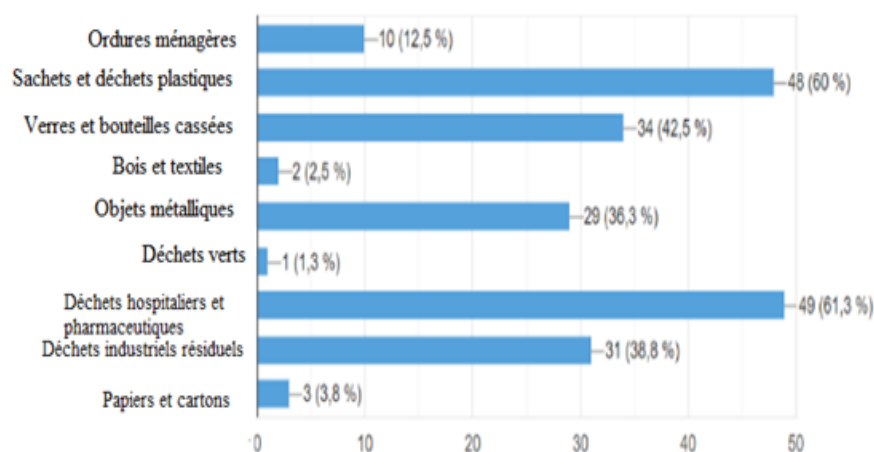


Figure VII.5: Perception de la dangerosité des DSM

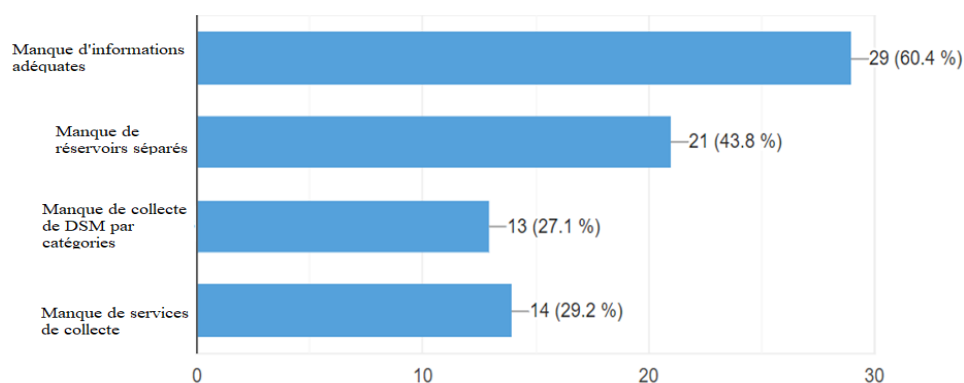


Figure VII.6: Principales contraintes au tri de DSM en ville Bujumbura

Tableau VII.1: Niveau d'information et de tri de DSM à Bujumbura (%)

Questions /Responses	Oui	Non
Pourcentage de participants informés sur les nuisances de DSM	71.3	28.7
Degré de tri de DSM par catégories	23.7	76.3

De plus, les DSM ne sont pas collectés du tout pour 7,1% des citoyens. Cela signifie que certains déchets restent dans les rues de la ville, provoquant pollution et maladies contagieuses (Figure VII.7). Il est à noter que la destination des déchets n'est pas connue pour 60% des personnes interrogées, ce qui peut justifier la présence de déchets dans des zones non destinées aux dépotoirs et même non reconnues par l'autorité publique (décharges sauvages).

VII.1.3.5. Gestion durable des DSM à Bujumbura

Dans cette étude, 72,5% des répondants ont indiqué qu'ils avaient déjà été informés des bonnes pratiques en matière de gestion des déchets solides. En revanche, 27,5% n'ont pas encore été informés (Figure VII.9). La majorité des personnes informées en ont eu connaissance par les médias (33,8%) et à l'école (27,5%). Il est important de noter que l'administration intervient légèrement jusqu'à 13,7% (Figure VII.10), d'où la nécessité de montrer aux pouvoirs publics l'intérêt d'intervenir davantage dans ce domaine qui conditionne la qualité de vie et l'état de santé communautaire, spécialement dans les quartiers de standing modeste.

L'étude montre aussi que les personnes informées ne sont pas pleinement satisfaites de l'information reçue sur le tri de DSM (Figure VII.11). Seulement 30% ont indiqué qu'ils le sont contre 70% qui veulent plus d'informations pour une meilleure compréhension de la situation. En ce qui concerne les propositions et incitations de la population pour le tri des déchets et l'assistance à la collecte et à la gestion des fractions triées, le niveau d'implication des autorités locales reste faible selon les participants contactés, comme le montre la Figure VII.12.

VII.1.4. Discussion des résultats

L'analyse des résultats obtenus dans cette étude montre que la collecte et la gestion durable des déchets solides municipaux dans la ville de Bujumbura est nécessaire et urgente. Le comportement des citoyens en matière de gestion de leurs déchets quotidiens pourrait être amélioré pour leur permettre de contribuer à une gestion durable de DSM. Une intervention au niveau de l'information des citoyens pourrait être envisagée de haut en bas : des scientifiques aux décideurs, des décideurs aux citoyens dans les lieux publics, les médias sociaux et aux enfants sur le banc de l'école.

En effet, cette sensibilisation massive pourrait contribuer à l'installation des connaissances adéquates auprès de la population. Ainsi, le manque ou l'insuffisance de cette initiative de sensibilisation fait que les déchets soient actuellement non triés et acheminés directement de la source (rues) vers la décharge non contrôlée, ce qui provoque des nuisances et une pollution de l'environnement. Cette constatation est conforme aux conclusions d'autres chercheurs dans les

pays en développement, comme le Nigeria, le Brésil, le Ghana, ... (Akinwumi et al., 2018; Costa et al., 2019; Idowu et al. 2019; Owusu et al., 2012).

L'échantillon d'habitants de cette enquête comprend toutes les tranches d'âge à partir de 10 ans. Par conséquent, le manque de connaissances élémentaires détecté parmi les citoyens de la ville constitue un défi majeur en matière d'assainissement, en particulier pour la tranche d'âge entre 20 et 55 ans appartenant donc à la catégorie de la population active responsable de la prise de décision (Figure VII.3 D). La remédiation de ces lacunes en matière de gestion durable des déchets solides municipaux serait, d'une part, un moyen de résoudre le problème d'assainissement de la ville de Bujumbura, et, d'autre part, un développement économique à travers le recyclage et la valorisation de ces déchets (Nguyen, 2016).

En outre, les DSM dans la ville de Bujumbura sont seulement triés à hauteur de 23,7% (Tableau VII.2). En effet, les déchets non triés sont collectés et directement mis en décharge générant des sites pollués, source de contaminants de l'air, du sol, des eaux souterraines et de la zone environnante. Il a été prouvé que le sol, les eaux de surface et les eaux souterraines sous influence de ces décharges non contrôlées peuvent être contaminées par des éléments nocifs et dangereux pour la santé et l'environnement (Akinwumi et al., 2018; Rong et al., 2017a). Ainsi s'impose l'urgence de relever ce défi environnemental pour améliorer la situation de Bujumbura à court, moyen et long terme.

L'analyse des résultats de l'enquête réalisée sur un échantillon représentatif de la population de la ville de Bujumbura montre que le manque d'informations, de ressources matérielles et financières sont les principaux obstacles pour réaliser le tri. L'installation de conteneurs dédiés à des déchets spécifiques, triés à la source, permettrait le recyclage et la réutilisation des DSM. Cette perspective est donc bénéfique à la fois pour la population et pour une gestion durable de DSM (Troschinetz et Mihelcic, 2009; Mizero et al., 2015; Manirakiza et al., 2020). Cette observation devrait donc permettre de planifier des tâches liées au tri des DSM selon les besoins de la ville de Bujumbura.

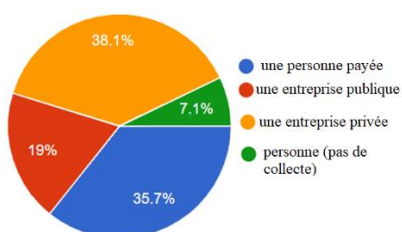


Figure VII.7: Collecteurs de DSM

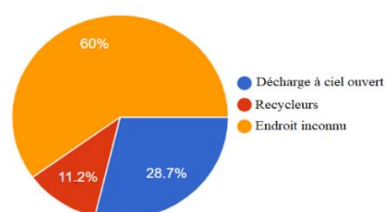


Figure VII.8: Destination des DSM

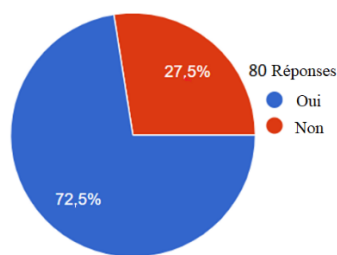


Figure VII.9: Niveau d'information sur les bonnes pratiques de gestion des DSM

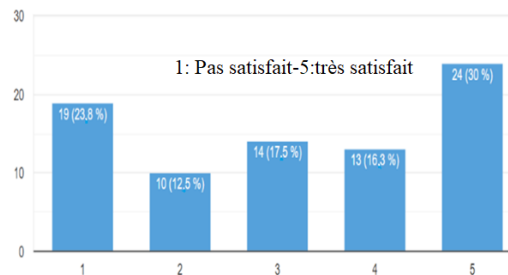


Figure VII.11: Degré de satisfaction des habitants en information sur la gestion durable des DSM

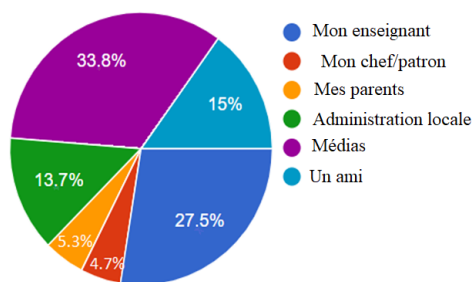


Figure VII.10: Source d'information sur les bonnes pratiques de gestion des DSM

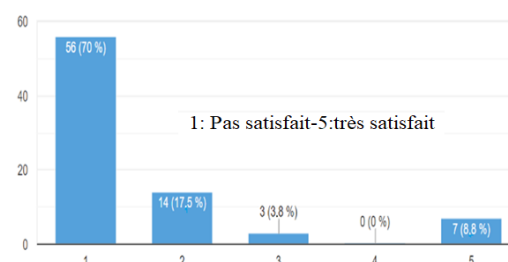


Figure VII.12: Niveau d'implication de l'administration locale dans le tri et la gestion durable des DSM

Le test du chi carré effectué par le logiciel SPSS 22 via des tableaux croisés, a montré qu'il existe une relation significative entre l'implication de l'administration locale dans la sensibilisation à la gestion durable et la manière dont les déchets solides municipaux sont gérés ($p < 0,05$). La valeur du Chi carré est de 14,374, avec un degré de liberté de 6 (Annexe). Le coefficient de contingence étant de 0,390, cette relation entre les deux observations (l'implication de l'administration locale vs manière dont les déchets solides municipaux sont gérés) est faible. Il y aurait par conséquent d'autres facteurs entrant en jeu pour justifier le fait que les déchets sont actuellement gérés de cette façon dans la municipalité de Bujumbura. Cette constatation serait étroitement justifiée par les résultats présentés à la Figure VII.10, qui montrent de nombreuses sources d'information différentes sur les bonnes pratiques en matière de gestion des déchets solides municipaux.

Ainsi, afin de gérer les DSM de manière durable dans les pays en développement, il est important de souligner le rôle essentiel joué par les décideurs locaux. En effet, l'administration locale reste proche des habitants, assurant la mise en œuvre des décisions de l'administration

centrale qui doit mettre en place et initier le tri et la gestion durable des DSM à travers des entreprises publiques et/ou privées.

Par ailleurs, les DSM triés constituent un atout, car les différentes fractions peuvent être valorisées selon des procédés adaptés (Jung, 2013). La récupération et valorisation des fractions biodégradables triées peut être faite à faible coût soit pour fournir de l'énergie de cuisson, soit du compost au profit de la population.

La fabrication des briquettes combustibles constitue l'une des voies de valorisation énergétique. La caractérisation de ces dernières a montré qu'on peut même améliorer leur qualité afin d'augmenter leur pouvoir calorifique, en augmentant la teneur en carbone fixe lors de l'ajout de matières préalablement carbonisées (Manirakiza et al., 2020).

La question de l'énergie domestique est toujours une préoccupation majeure dans les pays en développement comme le Burundi, où la majorité de la population utilise exclusivement du bois de chauffe, du charbon de bois et des résidus agricoles, ce qui a des conséquences sur la déforestation. En outre, l'utilisation de la DSM et de la biomasse comme matière première pour la fabrication de ces briquettes permettrait de réduire le volume des DSM sur les décharges (économie circulaire) avec comme résultat une utilisation moindre de l'espace. La promotion des briquettes de DSM constituerait alors une contribution à la conservation des forêts avec un impact positif dans la lutte contre la sécheresse et le changement climatique (Manirakiza et al., 2020).

VII.1.5. Conclusion sur la gestion des DSM et perspectives

L'objectif de cette section est d'évaluer le niveau de connaissances de base, le comportement des citoyens face à la gestion des DSM dont le tri constitue le maillon principal.

Les résultats d'une enquête réalisée dans cette étude montrent que la majorité des citoyens de Bujumbura ne trient pas leurs déchets. Ils sont confrontés à différents défis tels que le manque d'information adéquate sur la gestion des déchets solides municipaux, le manque de conteneurs dédiés, la collecte des déchets par catégories et le manque total de services de collecte. Pour assurer la gestion des déchets solides à Bujumbura, les points d'intervention spécifiques sont mis en évidence et concernent : la diffusion de l'information à travers les médias, l'administration locale, le développement des services de collecte et de recyclage des déchets, l'éducation environnementale à travers le système éducatif burundais.

Comme recommandations, le gouvernement et les autres parties prenantes devraient utiliser les résultats de ces travaux pour investir dans la communication administrative à travers différents media. C'est une véritable réforme dans les comportements sociaux ; ainsi, les ressources

financières et techniques doivent accompagner cette réforme pour réussir. Les recycleurs de déchets ont besoin de soutien pour optimiser leur intervention. Les lois sur la protection de l'environnement devraient également être non seulement améliorées, mais également appliquées pour garantir la mise en œuvre d'une politique de gestion des déchets conforme au développement durable.

VII.2. Evaluation des émissions gazeuses : comparaison des sites de Buterere et Mubone

VII.2.1. Introduction

La mauvaise gestion des déchets solides entraîne des risques pour la santé publique, des effets néfastes sur l'environnement et d'autres problèmes socio-économiques (Qdais, 2007). Cela est évident dans de nombreux pays en développement du monde entier. Actuellement, plusieurs pays ont réalisé que la manière dont ils gèrent leurs déchets solides ne répond pas aux objectifs du développement durable (Qdais, 2007). En effet, plusieurs gaz sont générés par le processus de décomposition des matières organiques dans une décharge de déchets solides. La composition, la quantité et les taux de production de ces gaz dépendent de plusieurs facteurs tels que la quantité, la densité et la composition des déchets, les caractéristiques de mise en place, la profondeur de la décharge, la teneur en humidité des déchets, la température et la quantité d'oxygène présente (ASTDR, 2006). Trois processus forment les gaz de décharge, ce sont : la décomposition bactérienne, la volatilisation et les réactions chimiques. Le tableau VII.2 présente la composition typique des gaz de décharge (El-Fadel et al., 1997). On peut observer que le méthane forme la fraction prépondérante des gaz émis par la décharge, puis le dioxyde de carbone.

Tableau VII.2 : Gaz de décharge

Composant	Concentration (%)	
	Limite inférieure	Limite supérieure
Méthane (CH ₄)	40	70
Dioxyde de carbone (CO ₂)	30	60
Monoxyde de carbone (CO)	0	3
Oxygène (O ₂)	0	5
N ₂	0	3
H ₂	0	5
Sulfure d'hydrogène(H ₂ S)	0	2
Autres composés en trace	0	1

Source: El-Fadel et al., 1997

Les déchets urbains constituent la source de polluants climatiques à courte durée, c'est-à-dire des substances chimiques qui restent dans l'atmosphère de quelques jours à quelques décennies au maximum. Parmi ceux-ci nous citons le noir de carbone issu de l'incinération de déchets et le méthane (Ek, 2012). En plus d'être de puissants gaz à effet de serre, ces deux derniers sont

des polluants atmosphériques dangereux qui ont divers effets nocifs sur la santé humaine, l'agriculture et les écosystèmes. Pourtant, les risques induits par ces substances chimiques sont très peu connus du grand public. C'est pourquoi réduire les émissions de polluants climatiques à courte durée de vie pourrait être le seul moyen de ralentir le réchauffement climatique à l'échelle mondiale et régionale à court terme (10-30 ans), tout en produisant des effets bénéfiques immédiats sur la qualité de l'air (Ek, 2012). La valorisation énergétique du biogaz issu des déchets est l'une des initiatives engagées pour lutter contre ces polluants et exercer en même temps un impact positif dans les pays en développement.

Au Burundi, des déchets produits augmentent sensiblement et sont fréquemment stockés en décharges à ciel ouvert non loin des habitations. La dégradation complexe (aérobie et anaérobie) aboutit à la formation du méthane (CH_4) et gaz carbonique (CO_2) qui sortent continuellement des décharges de DSM. Si ces gaz ne sont pas récupérés, traités et valorisés, ils constituent une pollution potentielle de l'environnement : impact destructif sur la couche d'ozone et réchauffement climatique ; impact sur l'environnement local par l'odeur et stress sur la végétation ; exposition des humains à des traces de gaz de décharges (Landfill Gas :LFG) et produits de combustion, etc.

Selon l'OMS, les enfants grandissant dans les PED sont entourés de menaces invisibles du monde extérieur dont les gaz de décharge (OMS, 2018a). Ces menaces invisibles peuvent freiner leur développement cognitif, altérer la fonction pulmonaire, provoquer de l'asthme et ouvrir la voie à des problèmes qui se déclencheront à un âge plus avancé, qu'il s'agisse de maladies cardiovasculaires, d'accidents vasculaires cérébraux, de maladies respiratoires chroniques ou de cancers. Ce sont les enfants, ainsi que les personnes âgées, qui sont les plus menacés par ce danger invisible (OMS, 2018a).

L'objectif du présent sous-chapitre consiste à évaluer les émissions de CH_4 et CO_2 d'une décharge à ciel ouvert colonisée par un habitat spontané. Une comparaison a été menée pour les sites de Buterere et Mubone. Le but est de vérifier la contribution potentielle du biogaz de ces sites au réchauffement climatique d'une part et d'autre part, évaluer la possibilité d'une valorisation énergétique du biogaz qui pourrait être utilisé par la population locale.

VII.2.2. Matériel et méthodes

Pour quantifier les gaz de CH_4 et CO_2 émis aux sites de Buterere et Mubone, un pilote à chambre a été mis en place selon les indications de IDELUX AIVE, comme le montre la Figure VII.13. Sur le site de Buterere, quatre pilotes souterrains ont été implantés tandis que trois autres ont

été placés au site de Mubone. Pour chaque montage, un tuyau en PVC $\Phi 110$ avec fentes est introduit verticalement dans le sous-sol à une profondeur de 2m. Des cailloux de rivières sont placés préalablement à la base du trou et entourent le tuyau jusqu'au niveau légèrement supérieurs des fentes, afin d'empêcher les déchets de colmater les orifices. Après le remplacement des déchets en profondeur, une couche de terre $\pm 50\text{cm}$ a été placée au-dessus des déchets et le tuyau est fermé par un bouchon en PVC muni d'un petit orifice de mesure des gaz émis. Ces mesures de quantification du CH_4 et du CO_2 contenus dans le biogaz ont été effectuées à l'aide d'un analyseur de gaz de marque GEOTECH, modèle GA2000 pendant la période du 9 au 18 octobre 2019.

Par manipulation manuelle congnée, l'analyseur aspire le mélange gazeux et effectue une analyse interne et affiche sur l'écran le taux de CH_4 et CO_2 en pourcentage. En même temps la température interne de chaque pilote a été relevée afin d'évaluer la corrélation entre les émissions gazeuses et la variation de température sur site.

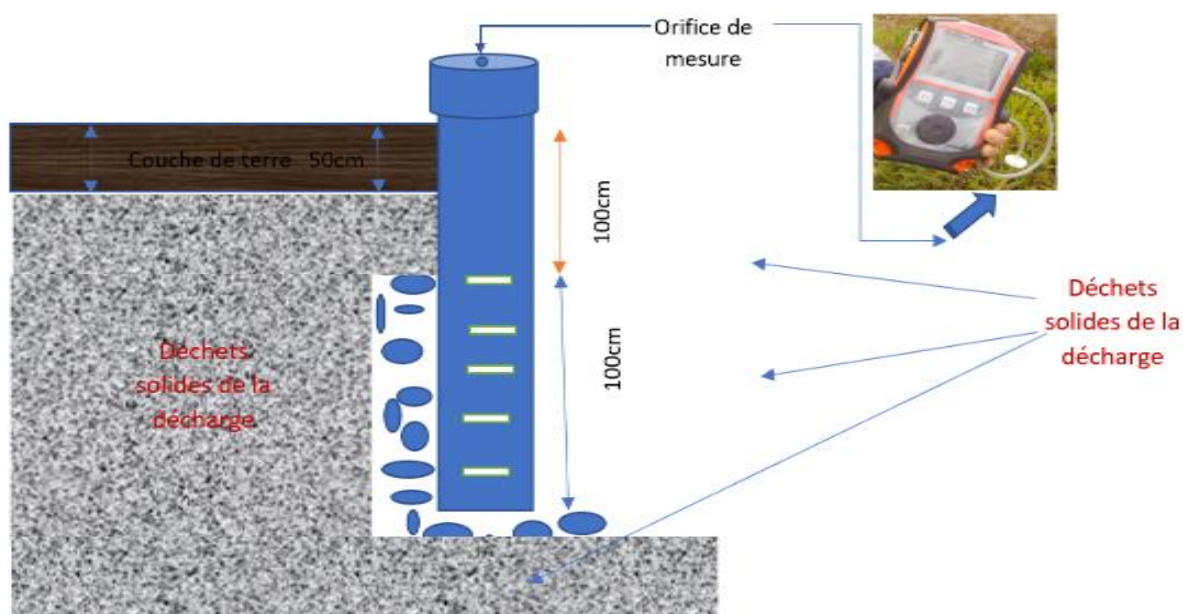


Figure VII.13: Pilote expérimental de quantification des gaz CH_4 et CO_2

VII.2.3. Résultats et discussion

Les résultats que nous présentons dans cette section portent sur le dioxyde de carbone et le méthane, gaz qui contribuent tous deux au réchauffement climatique (Fortuniak et al., 2017). Cependant, selon le Groupe intergouvernemental d'experts sur le changement climatique le

méthane est 28 fois plus puissant que le dioxyde de carbone en termes de potentiel de réchauffement climatique (Stocker et al., 2013).

Les valeurs obtenues montrent que sur le site de Buterere, le CH₄ est détecté à l'état de trace (en général inférieur à 1%) (Tableau VII.3), indiquant ainsi que les matières biodégradables contenues dans les DSM entreposés à ce site ont été presque totalement digérés. En effet, le méthane d'une décharge de stockage provient de déchets d'ordures ménagères et déchets industriels biodégradables, le taux de méthane dégagé pouvant atteindre 61% (Record, 2009). Poulleau (2002) rapporte également un dégagement de méthane à au taux de 45-61% pour un centre d'enfouissement technique (CET). En se référant aux valeurs de la littérature précédemment rapportées pour les autres sites, les résultats du dégagement de méthane émis à l'ancienne décharge de Buterere, en ces 4 sites de mesure, sont donc assez faibles. La contribution du site de Buterere au réchauffement climatique est donc minime. Les émissions de gaz du site Buterere sont à considérer à leur juste valeur (0,3-1,03%) comparées à l'air sec non contaminé qui renferme en moyenne 1,6 ppm de CH₄, soit 0,00016% (Brimblecombe, 1996) (Tableau VII.3).

Tableau VII.3: Pourcentage de CH₄ dans le gaz émis du sol au site de Buterere

Paramètre	Buterere : taux de CH ₄ (%)		
Date	09-10-19	11-10-19	12-10-19
BG4	0,10±0,00	-	0,03±0,04
BG7	0,23±0,08	0,10±0,00	-
BG9	0,10±0,00	0,10±0,00	0,10±0,00
BG9ext	1,03±0,04	0,80±0,00	0,73±0,04

Tableau VII.4 : Pourcentage de méthane dans le gaz émis du sol au site de Mubone

Paramètre	Mubone : taux de CH ₄ (%)		
Date	14-10-19	15-10-19	18-10-19
MG1	9,87±0,11	11,43±0,09	41,60±0,87
MG2	28,50±0,07	53,43±0,00	45,37±0,09
MG3	11,97±0,04	9,20±0,33	20,60±1,60

Enfin, les résultats du tableau VII.3 permettent de déduire que le gisement de méthane du site de Buterere n'est pas considérable pour envisager une valorisation énergétique éventuelle à l'échelle artisanal ou industriel. Ces quantités résiduelles de méthane ne font donc que contribuer légèrement au réchauffement climatique.

Néanmoins, sur la décharge de Mubone, le CH₄ a été détecté à un taux élevé, variable suivant les points de mesure, et pouvant même atteindre 53% à certains endroits (Tableau VII.4). Les flux de méthane avaient la tendance d'augmenter au cours du temps. Les teneurs élevées en méthane au site de Mubone peuvent être expliquées par le fait que ce site est récent (datant de 2009) et donc la matière biodégradable fraîchement déposée est en pleine décomposition. Ce taux de méthane dégagé varie dans la même marge que celui dégagé à Montaña (Villanueva-Estrada et al., 2019). Il est aussi du même ordre de grandeur des teneurs rapportées par Poulleau (2002) qui varient de 45 à 61% de CH₄ contenu dans le biogaz. Sur cette décharge en activité, si le biogaz n'est pas récolté, il génère une pollution atmosphérique importante car le CH₄ est un puissant gaz à effet de serre. On peut proposer la perspective de capter le biogaz de ce site à l'aide des tuyauteries et le valoriser énergétiquement comme gaz combustible de cuisson aux environs de ce site où on observe la pénurie du bois de chauffe (Park & Shin, 2001). Au cas où cette voie serait mise en œuvre, elle constituerait une alternative respectueuse de l'environnement et envisageable dans les pays en développement.

Il est aussi important de mentionner le fait que la plupart des décharges incontrôlées de déchets solides municipaux des pays en développement reçoivent des déchets dont le taux des matières biodégradables est élevé dont 57% pour celui de Mubone (Mizero et al., 2015). En procédant au tri de ces déchets à la source, cette fraction peut être valorisée au lieu d'être acheminée au dépotoir. Plusieurs voies sont envisageables dont le compostage, la biométhanisation et la fabrication des briquettes combustibles. Plusieurs essais de ce type ont été déjà menés dans les pays en développement et les résultats actuels sont appréciables (<https://urlz.fr/cSEK>; <https://urlz.fr/cSC3>). Même au quotidien, des installations individuelles de bio-méthanisation donnent un rendement de biogaz utilisable pour la cuisson des aliments (<https://urlz.fr/cSEB>). Ceci contribuerait à l'arrêt de la déforestation qui n'a que pour conséquence les changements climatiques responsables de sécheresse, réchauffement de la terre, pluies irrégulières et torrentielles, etc. (<https://urlz.fr/cSEK>).

Quant au CO₂, il se dégage à Buterere à un taux faible variant de 6,43% à 19,23% (Tableau VII.5) : cela constitue la preuve que la stabilisation des matières organiques dégradée est en cours de terminaison. En plus, comme nous l'avons observé sur ledit site, il n'y a plus

incinération de DSM. Comme l’air non pollué contient environ 0,04% de CO₂, (Brimblecombe, 1996), il est évident que le dioxyde de carbone détecté à Buterere jaillit des profondeurs de cette ancienne décharge.

Tableau VII.5 : Pourcentage de dioxyde de carbone dans le biogaz émis au site de Buterere

Paramètre	Buterere : taux de CO ₂ (%)		
Date	09-10-2019	11-10-2019	12-10-2019
Point de mesure			
BG4	7,80±0,00	6,43±0,04	7,79±0,04
BG7	9,40±0,00	9,63±0,04	10,57±0,04
BG9	19,40±0,00	18,90±0,06	19,23±0,04
BG9ext	14,40±0,13	17,53±0,08	17,80±0,08

Tableau VII.6: Pourcentage de dioxyde de carbone dans le biogaz émis au site de Mubone

Paramètre	Mubone : taux de CO ₂ (%)		
Date	14-10-19	15-10-19	18-10-19
Point de mesure			
MG1	12,70±0,07	28,27±2,76	53,23±1,24
MG2	11,17±1,71	45,37±7,02	41,93±0,04
BG3	19,57±0,09	37,47±0,56	40,70 ±1,53

Par ailleurs, une enquête effectuée auprès des médecins a montré la dangerosité de l’impact de la pollution atmosphérique sur la santé humaine (Zamoum, 2019). Les résultats ont mis en évidence que les deux polluants les plus dangereux sont le CO et le CO₂ qui peuvent engendrer des maladies chroniques à effet irréversible (Zamoum, 2019). Sur base de notre étude, la population à proximité du site de Buterere est constamment exposée à ce gaz polluant, et court un risque sanitaire. Les flux élevés se localisent en B9 au site de Buterere

Enfin, sur le site de Mubone, le CO₂ s’y dégage à un taux élevé qui oscille de 10 à 53% (Tableau VII.6). Ces teneurs élevées sont dues à la dégradation de la matière organique en cours.

En plus, il convient de signaler que des DSM sont souvent mis à feu sur ce site, dans le but de diminuer leur volume (Figure VII.14). Cette pratique augmente le taux de CO₂ à proximité de la décharge de DSM, comme cela a été observé au site de Mubone. Elle est également à l’origine de diverses substances toxiques (dont les métaux lourds) qui finissent par contaminer les différents compartiments de l’environnement et pouvant même induire des nuisances à la santé humaine (Essien et al., 2019).

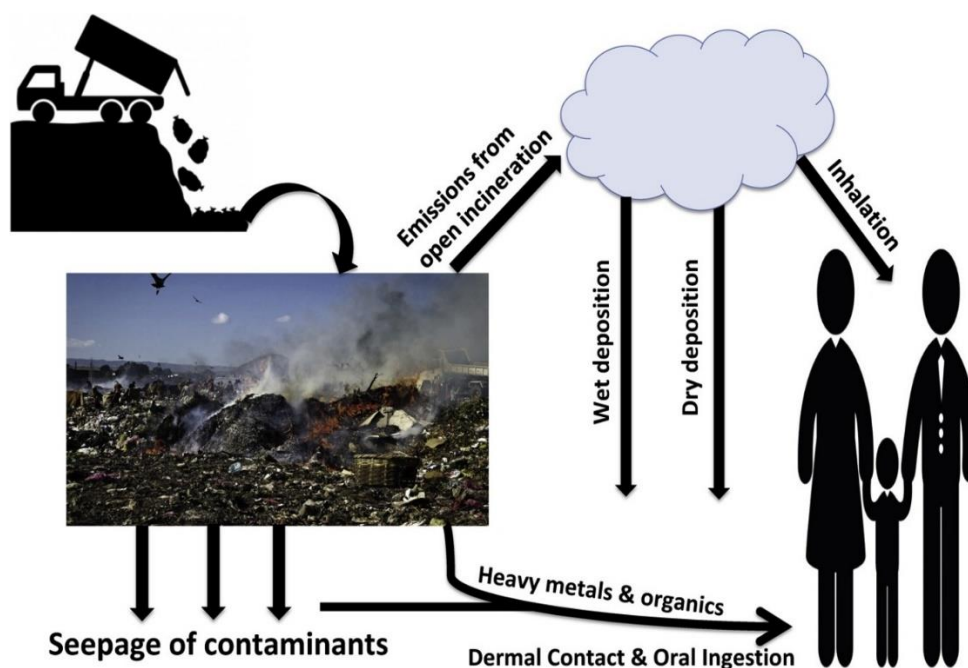


Figure VII.14: Risque écotoxicologique dû aux déchets solides (Essien et al., 2019)

Poulléau (2002) rapporte également des teneurs en métaux lourds de l'ordre de quelques microgrammes dans le biogaz émis par une décharge de déchets solides municipaux. En considérant la même étude de Poulléau (2002), les éléments de trace métalliques les plus concentrées dans le biogaz de décharge sont : l'arsenic ($16,2\mu\text{g}/\text{m}^3$), antimoine (Sb : $3,5\mu\text{g}/\text{m}^3$), chrome (Cr : $41,3\mu\text{g}/\text{m}^3$), le (Pb : $<4,4\mu\text{g}/\text{m}^3$) et le nickel (Ni : $<2,9\mu\text{g}/\text{m}^3$). À ces éléments métalliques viennent s'ajouter des éléments à l'état de traces et en quantités variables selon les substrats. Il s'agit de l'azote, de l'hydrogène, de l'hydrogène sulfuré (H_2S), des mercaptans (R-SH), des composés organiques volatiles (alcanes, hydrocarbures aromatiques, composés organo-halogénés...). Cependant, ces derniers polluants n'ont pas été dosés dans le biogaz de Buterere et Mubone suite au manque de moyens techniques. Ces valeurs de la littérature montrent que la population à proximité de ces deux décharges court des risques certains pour sa santé.

Une perspective de solution envisageable pour le CO_2 de décharge est sa valorisation afin de le rendre bénéfique en le transformant en un vecteur énergétique (Ghaib et al., 2016; Zamoum, 2019). Cette technique s'appuie sur la méthanisation du CO_2 à une pression de 5 bar et une gamme de température allant de 200° à 500°C sur un catalyseur de nickel, en mettant en évidence la réaction : $\text{CO}_2 + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$.

Des tests catalytiques ont été réalisés à différentes températures et il a été remarqué que l'activité catalytique du nickel commence à partir de 250° pour arriver à la conversion maximale

du méthane (87%) étant exposé à des températures de 400° à 450°(Zamoum, 2019). Cette méthode permet non seulement de diminuer les émissions de CO₂ dans l'air mais aussi de créer une nouvelle source d'énergie renouvelable (Ghaib et al., 2016; Zamoum, 2019).

VII.2.4. Conclusion et recommandation sur les émissions de gaz

Le site de Buterere, un ancien dépotoir de déchets solides municipaux de Bujumbura, laisse volatiliser du biogaz dont la teneur en CH₄ est faible (de moins de 1%). De ce fait, sa valorisation énergétique n'est pas envisageable. Cependant, le flux continu du méthane de Buterere vers l'atmosphère constitue une pollution de l'air environnant.

Par contre, le site de Mubone émet du biogaz avec une teneur élevée en méthane, atteignant 53%. Le captage et la valorisation énergétique de ce biogaz peut être envisagé. Les entreprises publiques ou privées peuvent investir dans son extraction et la conversion en électricité. En outre, ayant les moyens techniques et financiers, les déchets solides municipaux biodégradables (triés) peuvent être traités par biométhanisation en phase solide afin de produire du biogaz utilisable en chauffage ou convertible en électricité.

Les teneurs en CO₂ du biogaz à Buterere et à Mubone sont élevées et contribuent à la pollution atmosphérique. Leur conversion en méthane pourrait contribuer économiquement. Néanmoins, la faisabilité financière du captage en profondeur et du traitement de ces gaz de décharge reste une contrainte éminente. Il serait nécessaire d'explorer les voies de traitement compatibles aux pays en développement comme le Burundi.

VII.3. Phytoremédiation des sites contaminés : cas du nickel

VII.3.1. Introduction

Des sites sont souvent contaminés par des activités anthropiques, dont l'enfouissement de déchets contenant des substances toxiques (Hénault-Ethier, 2016). Le sol peut notamment être contaminé par des niveaux excessifs de traces métalliques, en raison de divers processus, notamment l'exploitation des ressources naturelles, l'exploitation minière, les industries métallurgiques et l'agriculture, y compris l'irrigation par des eaux usées, les centrales électriques, la circulation urbaine, le déversement d'ordures, etc. (Jha et al., 2017). Ainsi, la contamination des sols par les métaux lourds touche de vastes zones dans le monde entier et dans certains sites, les concentrations de métaux lourds dans le sol varient de traces à 100 000 mg.kg⁻¹ (Raskin et Ensley, 2000; Jha, et al., 2017). Une quantité excessive de métaux, qu'ils soient essentiels ou non, nuit à l'état de l'environnement (faune, flore, microorganismes), à la santé de l'homme et rend les terres inutilisables pour la production agricole. Le cas illustratif de ce travail est celui du site de Buterere (voir Figure I.1) où des teneurs dépassant les valeurs-guides ont été mises en évidence dans les chapitres précédents du présent travail. L'assainissement des sols contaminés par les métaux lourds est donc nécessaire, pour minimiser les risques sanitaires liés aux métaux, augmenter les surfaces de terres accessibles pour la production alimentaire et renforcer la sécurité alimentaire (Jha et al., 2017).

Les technologies conventionnelles d'assainissement qui reposent sur des méthodes biologiques, physiques et chimiques sont complexes : bien que compétentes, ces techniques sont coûteuses, longues, destructrices pour l'environnement, produisent de grandes quantités de déchets et détériorent généralement le fonctionnement biologique du sol (Cunningham et al., 1995; Luu et al. 2009; Ahmadpour et al. 2012). Ainsi, la phytoremédiation, une technologie durable, respectueuse de l'environnement et potentiellement rentable, peut être utilisée pour décontaminer les terres contaminées par les métaux lourds (Cluis, 2004).

Qu'est-ce que la phytoremédiation ? Simplement dit, c'est l'utilisation des plantes (et des micro-organismes dans certains cas avec qui elles ont des interactions) pour dépolluer l'environnement. C'est un ensemble de techniques pouvant être implantées directement sur le site contaminé en misant sur les plantes pour extraire, dégrader ou immobiliser les contaminants dans les sols, les sédiments, les boues ainsi que dans les eaux de surface ou souterraines et dans l'air (Hénault-Ethier, 2016). Parmi ces procédés nous distinguons la phytoextraction, phytostabilisation et la phytovolatilisation.

A titre d'exemple, la phyto-extraction quant à elle, est une méthode de décontamination des sols pollués par des métaux lourds (cuivre, argent, or, mercure, zinc, cadmium, fer, plomb,...). Cette technique est basée sur la culture des plantes ayant la propriété de tolérance et d'accumulation des métaux lourds. Ces plantes sont capables d'extraire et d'accumuler, grâce à leur physiologie, jusqu'à 1% de leur matière sèche en métaux lourds.

Le *Panicum maximum* (famille des Poacées) est une espèce [pérenne à annuelle](#) qui développe de vigoureuses racines et un feuillage fourni durant sa croissance (Messou, 2015). De plus, elle a montré de bons résultats pour la phytoremédiation de sols pollués en Cd, Cr et Pb (Olatunji et al., 2014). Pourtant, cette plante n'a pas encore été essayée pour la phytoremédiation des sols pollués en nickel. Quelques mesures prises sur cette même espèce poussant sur des sites multi-contaminés a montré que cette plante peut bioaccumuler le nickel (Messou, 2015). L'évaluation de ses capacités de phytoremédiation du nickel sur un sol spécifiquement contaminé au nickel pourrait renseigner sur la perspective d'utiliser cette espèce en réhabilitation du site de Buterere. Sur le site de Buterere, des valeurs excédant les valeurs admissibles en nickel ont été détectées à tous les points échantillonnés. Il est donc utile de mener des essais de phytoremédiation de cet élément dans la suite du travail afin d'essayer d'améliorer l'état de ce site. Pour ce faire, nous avons choisi d'utiliser le *Panicum maximum*, une espèce végétale naturellement présente dans la plaine de l'Imbo.

Le présent travail a pour objectifs, l'essai de l'utilisation du *Panicum maximum* en phytoremédiation d'un sol contaminé en Ni. Au cas où la plante montre des performances, elle serait utilisée au site de Buterere et présenterait l'avantage de remédier la contamination en Cd, Cr et Pb également détectée sur ledit site. Néanmoins, dans ce contexte de phytoremédiation, la biomasse issue du *panicum maximum* ne pourrait en aucun cas servir à l'alimentation du bétail afin d'éviter la bioaccumulation à travers la chaîne alimentaire, dont l'homme est le dernier consommateur.

VII.3.2. Matériels et méthodes

L'essai de culture a été conduit à la Faculté des Sciences de l'Université du Burundi. Quinze pots d'une capacité de 5 litres ont été utilisés pour la culture du *Panicum maximum*. Le sol utilisé pour la culture a été collecté dans les champs de la Faculté des sciences. Homogénéisé, ce sol de culture a été utilisé pour remplir les pots (4kg par pot). Avant sa contamination, la concentration initiale en Ni était en dessous de la limite de détection. Le sol sec contenu dans un triplet de pots a été artificiellement contaminé à l'aide d'une solution aqueuse de

$\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, afin d'obtenir des teneurs respectives en Ni de 50mg/kg ; 100mg/kg ; 200mg/kg et 300mg/kg ; chaque pot a été homogénéisé. En plus, un autre triplet de pots a été préparé parallèlement sans polluant, pour servir de contrôle. Ainsi pour chaque culture 15 pots au total ont été utilisés pour l'essai de culture, avec les codes suivants pour les différentes concentrations en mg/kg : Ni 0 = contrôle, Ni 50 ; Ni 100, Ni 200 et Ni 300.

Pour le *Panicum maximum*, de jeunes boutures ont été collectées dans la prairie du campus Mutanga de l'Université du Burundi et ont été directement repiquées dans les pots de culture. La Figure VII.15 montre la disposition des triplets de pots de concentrations en nickel et niveau de croissance respectivement à 1 et 6 semaines : de gauche à droite Ni-0 ; Ni-50 ; Ni-100 ; Ni-200 et Ni-300.

Afin de couvrir les besoins en eau des plantes, l'arrosage s'est fait deux fois par semaine à l'aide d'eau de pluie environ 100mL).

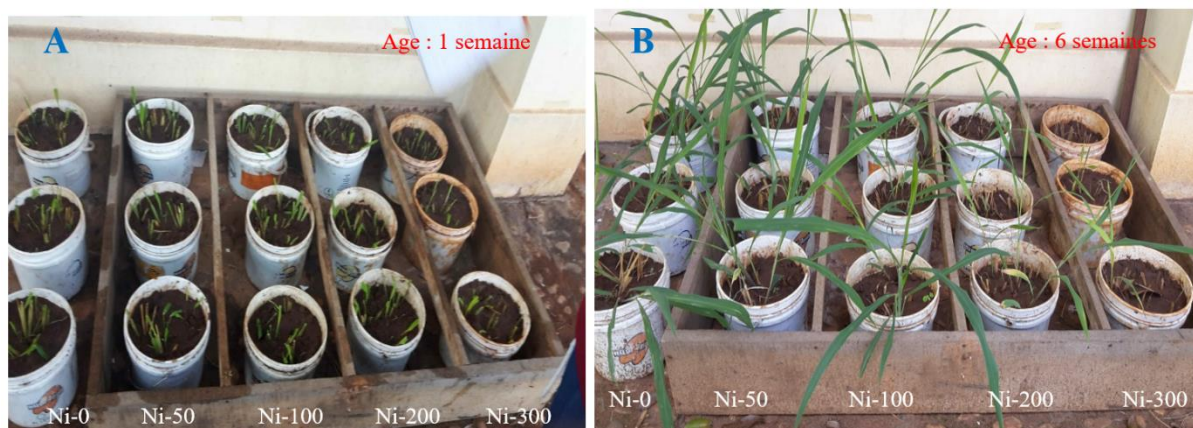


Figure VII.15: Pots de culture de *Panicum maximum* à l'échelle pilote

Les données relatives à la croissance de cette plante (hauteur, longueur et largeur des feuilles) ont été régulièrement mesurées chaque semaine du 17 décembre 2019 au 10 mars 2020), afin de suivre la croissance des plantes selon les traitements appliqués au sol. Comme les valeurs relevées étaient dépendantes les unes des autres, il y a possibilité de calculer un taux de croissance par la relation : $Tcm = \frac{H_f - H_i}{T}$ (en cm/j), avec H_f = hauteur finale (en cm), H_i = hauteur initiale (en cm) et T temps de croissance (en jours).

Par la suite, le *Panicum maximum* a été récolté après 14 semaines de croissance. A la récolte, les échantillons ont été lavés à l'eau du robinet et rincés deux fois à l'eau déminéralisée. Après séparation en parties aériennes et souterraines, les échantillons ont été séchés à l'air libre pendant une semaine, puis séchés à 105°C à l'étuve pendant 48h et pesés à 0,1mg près. Les

échantillons secs ont ensuite été expédiés au laboratoire du service 4MAT de l'Ecole Polytechnique à l'Université libre de Bruxelles. Après la mise en solution, la teneur en Ni dans les différentes parties des échantillons végétaux a été dosée par ICP-OES (marque VISTA, modèle MPX). En plus, pour caractériser la teneur biodisponible en Ni du sol de culture, des échantillons de sol ont été collectés juste avant le début de la culture. L'échantillon représentatif de chaque triplet de pots du même traitement a été composé d'un mélange de 3 sous-échantillons pris au hasard dans chaque pot. La caractérisation de la teneur en Nickel a été également réalisée par dosage du Ni à l'ICP-OES.

Pour la minéralisation des plantes, un échantillon sec broyé et homogénéisé de chaque partie de plante (0,5 g) a été placé dans un flacon en verre de 100 ml avec 15 ml de HNO₃ concentré. Après mélange, les flacons ont été placés sur une plaque chauffante dont la température a été progressivement augmentée jusqu'à 205°C jusqu'à apparition de fumées jaunes denses dans le flacon. Lorsque la quantité de vapeurs jaunes denses est devenue faible, on a ajouté du peroxyde d'hydrogène jusqu'à ce que les vapeurs disparaissent (Bokhari et al., 2016). Lorsque les échantillons devenaient incolores, les flacons étaient retirés de la plaque chauffante et le volume était porté à 25 ml à l'aide d'eau distillée et analysé pour le contenu en Ni à l'aide de l'ICP-OES. Les concentrations dans les parties racinaires et aériennes permettront de calculer le facteur de transfert racines-parties aériennes.

Enfin, sur base des résultats des teneurs en Ni, des indices permettant d'évaluer le transfert du nickel du sol aux parties souterraines et/ou parties aériennes (Bonanno 2012; Korzeniowska et al., 2015) ont été calculés. Il s'agit du :

- Facteur de bioconcentration (BCF) :

$$BCF = \frac{[Ni]_{root}}{[Ni]_{soil}}$$

- Facteur de bioaccumulation (BF) :

$$BF = \frac{[Ni]_{aboveground\ organs}}{[Ni]_{soil}}$$

- Facteur de translocation factor

$$TF = \frac{Ni_{parties\ aériennes}}{Ni_{parties\ souterraines}}$$

Pour faire une comparaison des différents traitements au vu des résultats obtenus pour le blanc, les statistiques utilisées sont celles de comparaison de moyennes afin d'examiner si la différence est significative.

VII.3.3. Résultats et brève discussion

VII.3.3.1. Croissance de *Panicum maximum* sur sol contaminé en Ni

Sur base des données de croissance, nous avons établi les courbes de croissance des plantes en fonction des traitements. Pour *Panicum M.*, la hauteur maximale a été observée pour les pieds des pots en Ni-50mg/kg et s'élève à 107,5cm après une durée de 14 semaines. Celle du témoin (Ni-0mg/kg) est relativement faible, comparée à celle à 50mg/kg dont la hauteur pour le même âge est de 89,4cm. Cette observation corrobore les résultats de Brown et al. (1987) montrant que le Ni constitue un nutriment du sol qui favorise la croissance des plantes.

Cependant, jusqu'à 6 semaines de croissance, la hauteur du *Panicum M.* dans les pots de sol témoin (Ni-0) évolue presque à la même allure que pour les pots en Ni-50mg/kg, alors que, pour les pots contaminés à différentes doses (Ni-100mg/kg ; Ni-200mg/kg et Ni-300mg/kg), la hauteur évolue différemment avec le temps (Figure VII.16).

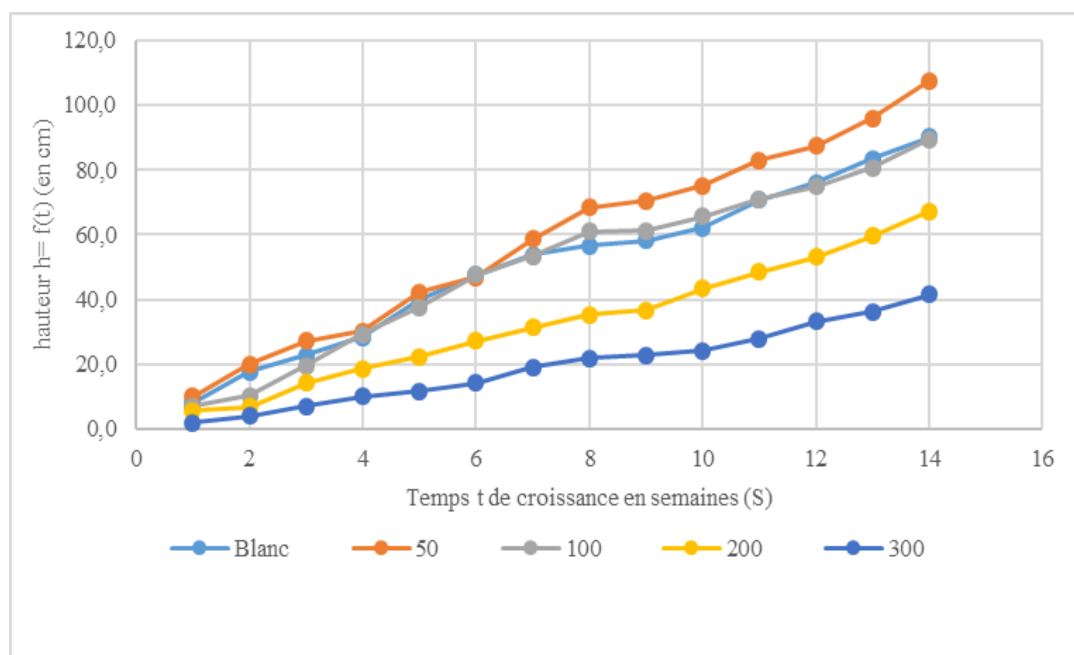


Figure VII.16 : Evolution de la croissance en hauteur de *Panicum maximum*

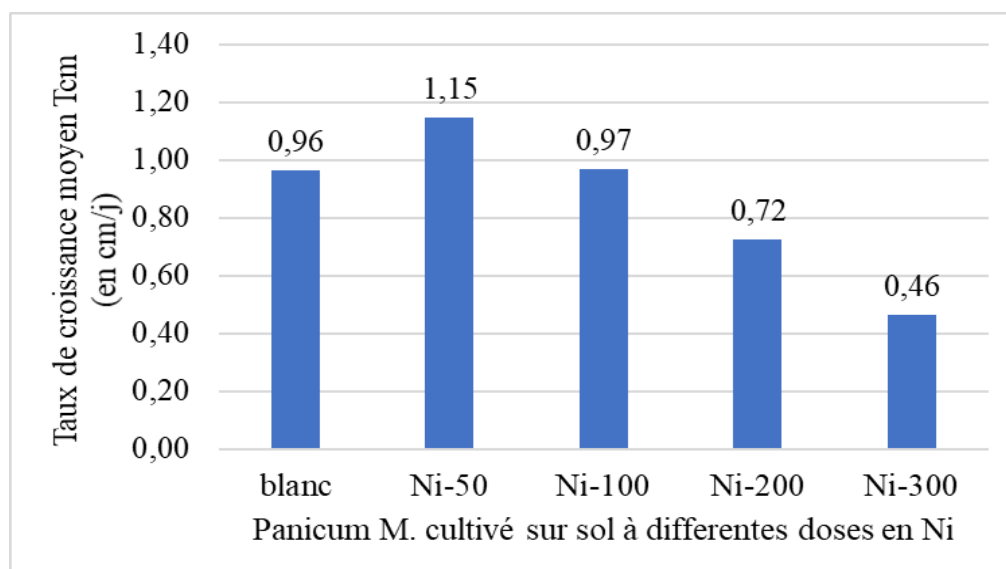


Figure VII.17 : Taux de croissance moyen (en cm/j) du *panicum M.* sur le sol contaminé en Ni à différentes doses

Sur base de la variation de la hauteur du *panicum M.* en fonction du temps il est possible de déterminer le taux de croissance moyen de cette espèce durant l'expérimentation. La différence de croissance du *panicum M.* sur les sols à différentes doses devient alors nette. En effet, le taux de croissance moyen est plus élevé pour le *Panicum M.* cultivé en pots contaminé à 50mg/kg de Ni. Ce dernier diminue à mesure que la contamination en Ni augmente (Figure VII.17). Cependant, il est important de mentionner que *panicum M.* est plus tolérant face à la contamination en Ni, en ce sens que l'espèce parvient à s'adapter et pousser sur des sols à des concentrations élevées en Ni (Wong & Bradshaw, 1982). Le Ni se trouve en 2^e position dans l'ordre de toxicité des métaux lourds affectant le système racinaire des plantes qui se présente comme suit : Cu > Ni > Mn > Pb > Pb > Zn > Al > Hg > Cr > Fe (Wong & Bradshaw, 1982). Cette espèce *Panicum M.* peut donc être utilisée en phytostabilisation pour couvrir un sol contaminé en nickel, afin d'empêcher des particules de sols contaminé à s'envoler sous l'effet des vents et contaminer l'air atmosphérique. Cela constitue un atout car la plante fait partie de la famille des Poacées et est également citée parmi les plantes qui poussent dans les décharges de DSM et qui peuvent bioaccumuler des métaux lourds (Akib et al., 2019; Aman Messou et al., 2013). Les dimensions de feuilles peuvent servir à évaluer les effets de la contamination en Ni du sol sur le *Panicum M.* Les valeurs moyennes de la longueur et la largeur des feuilles de ce dernier diminuent avec l'augmentation de la teneur en Ni du sol, excepté la dose modérée de 50mg/kg (Figures VII.18 et VII.19).

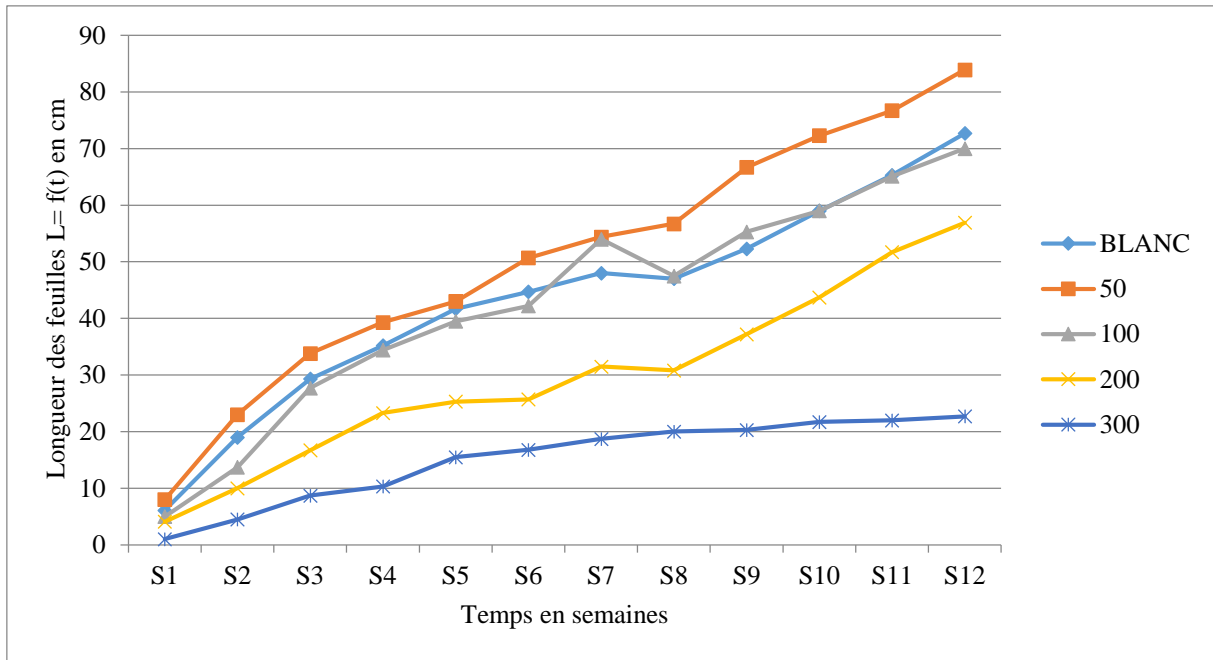


Figure VII.18 : Croissance en longueur des feuilles de Panicum M.

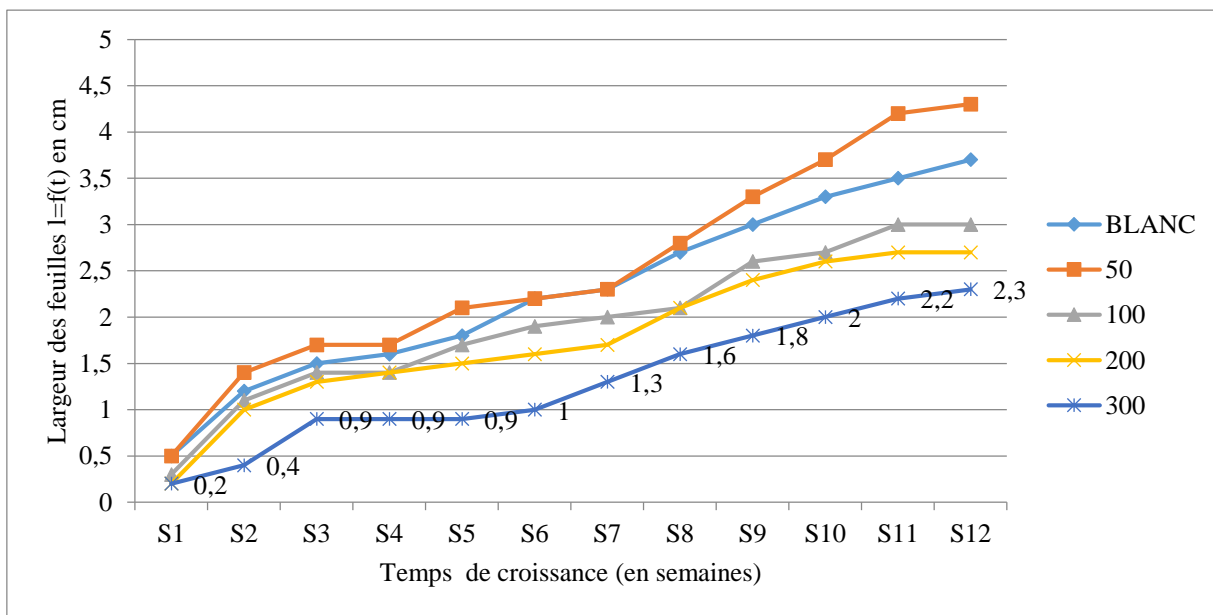


Figure VII.19 : Croissance en largeur des feuilles de Panicum M.

Ces observations enregistrées lors de notre expérimentation justifient l'impact de la pollution en Ni et la tolérance manifestée par le panicum M, étant donné que des preuves plus récentes indiquent que le nickel est nécessaire en petites quantités pour la croissance et le développement normaux des plantes (Sreekanth et al., 2013). Par conséquent, avec le niveau croissant de pollution de l'environnement par le nickel, il est essentiel de comprendre les rôles fonctionnels et les effets toxiques du nickel dans les plantes (Sreekanth et al., 2013).

VII.3.3.2. Teneurs en Ni des organes de *Panicum maximum*

Le dosage de la teneur en Ni dans les différentes parties de *Panicum M.* a été réalisé par ICP-OES et les résultats correspondants sont présentés dans le tableau VII.21. Pour le *Panicum M.* poussant sur le sol témoin, nous constatons que la teneur en Ni dans les différents organes de la plante reste en dessous de la limite de détection. Par contre, le Ni est détecté dans les organes des plantes poussant sur les sols contaminés à raison de 50mg/kg, 100mg/kg, 200mg/kg et 300mg/kg. Le Tableau VII.7 montre les résultats relatifs aux feuilles et aux racines de *Panicum* ; il est intéressant de noter que la teneur augmente avec la teneur biodisponible en Ni du sol. La teneur en Ni des feuilles varie de $13 \pm 2,5$ mg/kg à $149 \pm 2,3$ mg/kg, et dans les racines, les teneurs sont dans la marge de $32,3 \pm 0,92$ mg à 490 ± 14 mg/kg. Une comparaison multiple des moyennes réalisée à l'aide du logiciel SPSS 22 a montré que la différence des teneurs moyennes en Ni n'était pas significative ($p > 0,05$) pour les parties aériennes de *Panicum M.* issues des sols de culture Ni-50 et Ni-100. Néanmoins, la différence est significative ($p < 0,05$) pour les parties aériennes issus des sols de culture en Ni-200 et Ni-300.

Tableau VII.7 : Teneurs en Ni (mg/kg de matière sèche) des racines et parties aériennes de *Panicum maximum*

Sols de culture	Teneurs biodisponibles dans le sol	Parties aériennes	Parties souterraines
		Ni (mg/kg)	Ni (mg/kg)
Ni-0	ND	ND	ND
Ni-50	$24,0 \pm 1,2$	$13 \pm 2,5$	$32,3 \pm 0,92$
Ni-100	$43 \pm 2,4$	$19 \pm 3,2$	$101 \pm 4,7$
Ni-200	$93 \pm 2,4$	$108 \pm 7,3$	$396 \pm 6,4$
Ni-300	$149 \pm 2,3$	$272 \pm 5,2$	490 ± 14

*ND : Non détecté

Quant aux parties racinaires, leurs concentrations en Ni sont significativement différentes les unes des autres, quels que soient les traitements comparés ($p < 0,05$). En examinant nos résultats, nous constatons que la concentration en Ni de la couverture végétale du sol est directement proportionnelle à la teneur du sol support. Les résultats montrent que *Panicum M.* accumule le Ni tant dans les feuilles que dans les racines, avec une prédominance de concentration au niveau racinaire, résultat qui conforte l'hypothèse de départ pour la phytoremédiation. Cette affinité du Ni aux racines des végétaux a été également mise en évidence pour le blé (Eskandari & Alizadeh Amraie, 2018).

L'évaluation de la bioaccumulation du Ni dans *Panicum M.* a également été étudiée sur une durée de croissance de 42 jours par Ernest et al. (2018) pour des teneurs en Ni variant de 30 à 70mg/kg de sol ; les résultats ont montré une bioaccumulation négligeable pour une si courte période d'essai. Notre étude montre qu'avec des concentrations croissantes dans les sols et si le temps de croissance est prolongé à 85 jours, le *Panicum* extrait du sol des teneurs de plus en plus croissantes. Ainsi, les facteurs « durée d'exposition » et « dose de contamination » influenceraient les teneurs bioaccumulées par le *Panicum M.* Cette étude peut être prolongée sur 6 mois ou plus afin d'évaluer la réponse de cette espèce, vu que cette plante est relativement pérenne (<http://pza.sanbi.org/panicum-maximum>).

L'inspection des résultats du Tableau VII.8 révèle que le facteur de bioconcentration (BCF) varie de $1,37 \pm 0,04$ à $4,25 \pm 0,07$ pour les différentes doses de Ni, tandis que le facteur de bioaccumulation (BF) varie de $0,55 \pm 0,07$ à $1,82 \pm 0,03$ pour les parties aériennes.

Tableau VII.8 : Facteurs de bioconcentration et de bioaccumulation de *Panicum M.*

Sols de culture	BCF	BF	TF
Ni-0	-	-	-
Ni-50	$1,37 \pm 0,04$	$0,55 \pm 0,07$	$0,40 \pm 0,04$
Ni-100	$2,34 \pm 0,07$	$0,45 \pm 0,05$	$0,19 \pm 0,02$
Ni-200	$4,25 \pm 0,05$	$1,16 \pm 0,05$	$0,27 \pm 0,01$
Ni-300	$3,25 \pm 0,07$	$1,82 \pm 0,03$	$0,56 \pm 0,01$

En effet, les plantes ayant un facteur de bioaccumulation élevé pour les parties aériennes (BF parties aériennes > 1) sont indiquées pour la phytoextraction (Cheraghi et al., 2011; McGrath & Zhao, 2003), tandis que les plantes ayant un facteur de bioconcentration élevé pour les racines (BCF racines > 1) et, simultanément, avec un faible facteur de translocation (TF < 1) sont indiquées pour la phytostabilisation (Cheraghi et al., 2011; Roccotiello et al., 2010). Le facteur de translocation du sol vers les racines indique la biodisponibilité des métaux lourds dans les sols. Les plantes ont un facteur d'accumulation de métaux lourds dans leurs racines et moins dans d'autres organes (Boulabah et al., 2006).

Ainsi, comme les résultats obtenus pour l'essai avec le *Panicum M.* montrent que BCF > 1 avec le facteur de translocation TF < 1, l'espèce *Panicum Maximum* peut être assimilé à une plante envisageable pour la phytostabilisation du Ni. Les sols contaminés en Ni peuvent être couverts de cette espèce pour empêcher la dispersion de cet élément de trace par érosion ou par le vent. Il a été également montré que le *Panicum maximum* possède la ténacité et la capacité de phytoremédiation nécessaire pour assainir efficacement le Zn dans le sol (Ukoh et al., 2019).

Cette plante peut alors servir au site de Buterere, où le Zn a été mise en évidence à certains endroits.

VII.3.4. Conclusion sur la phytoremédiation

Au vu des résultats obtenus avec *Panicum M.*, il apparait qu'elle peut servir en phytostabilisation du site de Buterere pollué par le nickel, ainsi que des métaux similaires. Cette plante développe un système racinaire pouvant phytostabiliser ce métal, avec un facteur de transfert faible ($TF < 1$). Néanmoins, il est utile de préciser que les parties aériennes ne pourraient en aucun cas servir à l'alimentation animale à cause de ce transfert du Ni dans les parties aériennes. En outre, sa tolérance aux teneurs élevées en Nickel constitue aussi un atout, sans oublier ses capacités remédiatives du Cd, Cr, Pb et le Zn, des contaminants également mis en évidence sur le site de Buterere. Il serait utile que des essais similaires soient réalisées ultérieurement afin de mieux connaître la réponse de cette plante en faisant varier les conditions de culture.

CHAPITRE VIII. CONCLUSION GENERALE ET RECOMMANDATIONS

VIII.1. Conclusion générale.

Le stockage des déchets solides municipaux sur un site non techniquement aménagé constitue un défi environnemental. Dans les pays en développement, le devenir d'une décharge à ciel ouvert est conditionné par plusieurs paramètres dont : (a) la composition des DSM ; (b) la structure du sol support du dépotoir ; (c) la profondeur de la nappe phréatique, (d) les conditions climatiques (température, précipitations, ...), (e) la fréquentation par les animaux et les humains, etc.

Parmi les polluants divers libérés par les déchets d'une décharge, les métaux lourds constituent une catégorie de contaminants environnementaux extrêmement dangereux, et dont les nuisances ont une portée assez large dans l'écosystème concerné ; ces polluants modifient négativement la qualité du sol et peuvent se transférer à la faune et aux végétaux du site. A travers la chaîne alimentaire, cette contamination peut atteindre l'homme, par diverses voies d'exposition.

A l'ancienne décharge de DSM de Buterere, des échantillons de sols, de légumes feuilles, d'eaux de puits et de lixiviats résiduels ont été collectés en 15 endroits choisis aléatoirement suivant des diagonales et sur ses contours. Ces échantillons ont été analysés au laboratoire 4MAT de l'Ecole Polytechnique de l'Université libre de Bruxelles par ICP-OES/MS, FRX et DRX.

Les analyses de caractérisation physicochimique des échantillons ont montré que les sols du site sont contaminés de façon significative en métaux lourds dont : Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb et Zn. Néanmoins, le Hg et l'As étaient en dessous du seuil de détection des appareils utilisés.

En tenant compte de la localisation du site de Buterere à proximité de la population, des indices de risque écologique, chronique non cancérigène et cancérigène ont été déterminés sur base des teneurs en métaux lourds qui y ont été mesurées. Les résultats ont montré un risque écologique pour le site, principalement lié à aux éléments Cd, Cr, Ni, Pb, et Zn qui peuvent nuire à la biodiversité de l'écosystème. Le facteur de contamination (CF) est élevé pour le Ni à tous les points d'échantillonnage contrairement à celui du Cr et Pb qui ne l'est qu'à certains endroits du site de Buterere.

En plus, compte tenu qu'une population au faible revenu s'y est installée spontanément, ensuite que des parcelles, sur certaines parties du site, ont été attribuée par l'Etat, nous avons évalué diverses voies d'exposition. Les résultats de la présente étude mettent en évidence le risque de développement de pathologies chroniques tant non cancérigènes que cancérigènes. Ces risques

sanitaires sont principalement liés à une ingestion involontaire de particules de sols contenant ces polluants métalliques.

L'analyse des feuilles-légumes échantillonnées sur le même site a montré que ces dernières contiennent des métaux lourds en teneurs dépassant les limites admissibles. L'estimation des risques sanitaires a révélé que la consommation de ces légumes engendre aussi des pathologies chroniques non cancérogènes et des pathologies cancérogènes.

En procédant à la caractérisation des eaux de puits quotidiennement utilisées dans cette localité, les résultats ont montré une contamination en Al, Fe et Mn au-delà des valeurs limites. Les autres éléments de trace étaient significativement inférieurs aux valeurs admissibles. La contribution de l'ancienne décharge de Buterere à la pollution des eaux souterraines dudit site n'est pas significative. Cependant, d'autres études supplémentaires plus poussées seraient envisageables pour confirmer cela, et porteraient notamment sur la migration des polluants dans le sous-sol, le profil du sol, à Buterere, le niveau de la nappe.

Compte tenu des teneurs en ETM trouvées pour les sols, et si aucune démarche remédiate n'est faite et, sous l'influence des précipitations abondantes, les métaux lourds pourront contaminer les eaux de la nappe phréatique mais aussi le lac Tanganyika, patrimoine écosystémique important de la sous-région, en aval de la ville de Bujumbura.

Les données récoltées lors des entretiens avec les personnes vivant sur le site nous ont permis de recenser des pathologies fréquemment enregistrées dans cette localité, notamment les maladies cutanées, respiratoires, digestives et cognitives qui seraient probablement associés à l'exposition aux métaux lourds. Certaines d'entre elles revêtent un caractère chronique et d'autres ont été rapportées comme étant passagères.

VIII.2. Recommandations

Sur base des résultats obtenus dans cette thèse il est possible de proposer des perspectives de remédiations qui peuvent être envisagées et formulées sous les recommandations suivantes :

✓ **Tri des DSM, recyclage et/ou mise en décharge**

La sensibilisation au tri de déchets solides municipaux doit être mise en avant pour leur gestion durable. Cette recommandation serait innovante pour promouvoir la réutilisation et la valorisation des différentes catégories de DSM triées. Néanmoins, cette tâche n'aboutit à de bons résultats que si l'administration tant locale que centrale s'y implique. Les pouvoirs publics seraient donc appelés à jouer un rôle important pour communiquer les principes à travers les différentes catégories/ composantes de la population.

En complément, l'éducation environnementale doit également être mise en place et promue afin de permettre la diffusion la plus large possible auprès des jeunes. Les médias doivent également être mobilisés pour maintenir le public informé en cette perspective innovante, en lien direct avec l'assainissement et l'hygiène urbaine. L'instauration des centres de tri des DSM aboutira à la fin des décharges sauvages.

Les collecteurs de DSM dans les villes doivent être associés à la mise en œuvre de cette recommandation de tri de DSM afin de l'accomplir avec conscience. Des sites techniquement préparés doivent également être aménagés pour servir à l'entreposage temporaire ou définitif selon les catégories spécifiques de DSM. Chaque type de déchets serait traité suivant un procédé le plus adapté et compatible avec les moyens techniques et financiers raisonnables pour un PED. L'exemple est celui des DSM biodégradables qui peuvent être recyclés par compostage, biométhanisation ou par la fabrication des briquettes combustibles. Etant donné que cette catégorie de DSM constitue l'origine de diverses pathologies en cas de mauvaise gestion, leur valorisation tant matière qu'énergétique deviendrait une source de revenu. Les textes réglementaires sur le tri, la collecte et le traitement (réutilisation, recyclage et enfouissement technique) sont également nécessaires pour accompagner cette réforme relative à la gestion des DSM.

✓ **Sites déjà contaminés : l'ancienne décharge de Buterere**

Sur des sites déjà contaminés comme celui de Buterere, nous recommandons aux pouvoirs publics de prendre en considération les résultats de la présente étude et mener toutes les dispositions nécessaires, afin de protéger la population à proximité de ces sites contre l'exposition aux nuisances qui s'y rapportent. La consommation des aliments (dont les légumes)

cultivés sur de tels sites pourraient être déconseillés afin d'éviter le transfert des contaminants à travers la chaîne alimentaire. Le cas échéant est celui des légumes-feuilles tels les amarantes qui ont été objet d'analyse en métaux lourds et dont les résultats ont montré des teneurs si élevées qu'ils devraient être interdits à la consommation humaine.

L'occupation des maisons d'habitation bâties sur l'ancienne décharge de Buterere est une pratique qui pourrait être déconseillée vu les risques sanitaires relevés par la présente étude. En effet, les éléments de trace métallique détectés à ce site peuvent interagir par diverses voies d'exposition : cutanée, par ingestion ou inhalation.

L'utilisation au quotidien des eaux des puits issus des sites contaminés pourrait être aussi déconseillée, afin de réduire les risques liés à l'exposition aux teneurs élevées en Al, Mn et Fe détectées dans ces eaux. Les pouvoirs publics sont également appelés à promouvoir l'adduction en eau potable destinée à la population de ladite localité.

✓ **La phytoremédiation des métaux lourds**

C'est une voie verte envisageable pour réhabiliter des zones déjà contaminées comme celle de Buterere. Les services tant publics que privés ayant l'assainissement en ses attributions seraient appelés à promouvoir la vulgarisation des résultats de la présente recherche, en amorçant la décontamination progressive des sites déjà contaminés en métaux lourds.

✓ **Perspectives de sujets de recherche**

Des études complémentaires sont nécessaires pour explorer les voies de remédiation des autres types de contaminants environnementaux présents dans cette ancienne décharge. Parmi ces derniers, nous pouvons citer les gaz toxiques (H₂S, CO, COV), les dioxines, les fibres d'amiante, PH₃, etc. Les résultats qui découleraient de ces explorations pourraient être exploités afin de formuler des perspectives concrètes pour le site de Buterere et ceux qui lui ressemblent.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abdallaoui, A. (2014). *Les métaux lourds dans l'environnement*. Édilivre.
- Abrahams, P. W. (2002). Soils : Their implications to human health. *Science of the Total Environment*, 291(1-3), 1-32.
- Abu-Zeid, M. A. (1998). Water and sustainable development : The vision for world water, life and the environment. *Water policy*, 1(1), 9-19.
- Aderemi, A. O., Oriaku, A. V., Adewumi, G. A., & Otitolaju, A. A. (2011). Assessment of groundwater contamination by leachate near a municipal solid waste landfill. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 5(11), 933-940.
- Adhikari, B., Parajuli, A., Manandhar, D. R., & Khanal, S. N. (2020). Chemical Assessment of Different Landfill Leachate in Nepal. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 578(1), 012022.
- Adriano, D. C. (2001). *Trace elements in terrestrial environments : Biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. 2nd Edition Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, 867p.* Springer-Verlag.
- Adriano, Domy C. (2001). Arsenic. In *Trace elements in terrestrial environments* (p. 219-261). Springer.
- Ahmadpour, P., Ahmadpour, F., Mahmud, T. M. M., Abdu, A., Soleimani, M., & Tayefeh, F. H. (2012). Phytoremediation of heavy metals : A green technology. *African Journal of Biotechnology*, 11(76), 14036-14043.
- Ahmed, S., Joshi, R., & Kumar, S. (2020). Seasonal variation of leachate quality at active landfill sites in Delhi, India. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Municipal Engineer*, 173(3), 157-170.
- Akib, M. A., Mustari, K., Kuswinanti, T., Syaiful, S. A., & Kumalawati, Z. (2019). Nickel (Ni) reduction in Sorowako post-mining soil through application of mycorrhiza *Acaulospora* sp. Associated with *Canavalia ensiformis* L. *Journal of Microbial Systematics and Biotechnology*, 1(1), 30-37.
- Akinwumi, I. I., Booth, C. A., Ojuri, O. O., Ogbiye, A. S., & Coker, A. O. (2018). Containment of Pollution from Urban Waste Disposal Sites. *Urban Pollution: Science and Management*, 223-234.
- Akram, R., Fahad, S., Hashmi, M. Z., Wahid, A., Adnan, M., Mubeen, M., Khan, N., Rehmani, M. I. A., Awais, M., & Abbas, M. (2019). Trends of electronic waste pollution and its

- impact on the global environment and ecosystem. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-16.
- Alam, A., Tabinda, A. B., Qadir, A., Butt, T. E., Siddique, S., & Mahmood, A. (2017). Ecological risk assessment of an open dumping site at Mehmood Booti Lahore, Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(21), 17889-17899.
- Albretsen, J. (2006). The toxicity of iron, an essential element. *VETERINARY MEDICINE-BONNER SPRINGS THEN EDWARDSVILLE-*, 101(2), 82.
- Alfrey, A. C., LeGendre, G. R., & Kaehny, W. D. (1976). The dialysis encephalopathy syndrome : Possible aluminum intoxication. *New England Journal of Medicine*, 294(4), 184-188.
- Ali, H., Khan, E., & Ilahi, I. (2019). Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals : Environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. *Journal of chemistry*, 2019.
- Andersson, M. (1988). Toxicity and tolerance of aluminium in vascular plants. *Water, Air, and Soil Pollution*, 39(3-4), 439-462.
- Arnsperger, C., & Bourg, D. (2016). Vers une économie authentiquement circulaire. *Revue de l'OFCE*, 1, 91-125.
- Asibey, M. O., Amponsah, O., & Yeboah, V. (2019). Solid waste management in informal urban neighbourhoods. Occupational safety and health practices among tricycle operators in Kumasi, Ghana. *International journal of environmental health research*, 1-16.
- Aslani, H., & Taghipour, H. (2018). Seasonal characterization and quantification of municipal solid waste : Energy content and statistical analysis. *Journal of Advances in Environmental Health Research*, 6(1), 34-43.
- ASTDR. (2006). *Landfill Gas Primer—Chapter 2 : Landfill Gas Basics; Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)*.
<https://www.atsdr.cdc.gov/HAC/landfill/html/ch2.html>
- Bada, E., Assobhei, O., Kebbabi, A., Mhamdi, R., & Mountadar, M. (2010). *Caractérisation et prétraitement du lixiviat de la décharge de la ville d'Azemmour*.
- Badiani, R., Baulch, B., Brandt, L., Dat, V. H., Giang, N. T., Gibson, J., Giles, J., Hinsdale, I., Hung, P., & Kozel, V. (2012). Vietnam poverty assessment : Well begun, not yet done—Vietnam's remarkable progress on poverty reduction and the emerging challenges. *Hanoi: The World Bank*.

- Bagchi, A. (2004). *Design of landfills and integrated solid waste management*. John Wiley & Sons.
- Baize, D., & Sterckeman, T. (2004). *Importance de la détermination du fond pédogéochimique pour évaluer la pollution des sols par des métaux. L'exemple du site de Dornach*.
- Baker, A. J., & Walker, P. L. (1990). Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. *Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects*, 2, 155-165.
- Banat, K. M., Howari, F. M., & Al-Hamad, A. A. (2005). Heavy metals in urban soils of central Jordan : Should we worry about their environmental risks? *Environmental research*, 97(3), 258-273.
- Bao, Z., Hu, Q., Qi, W., Tang, Y., Wang, W., Wan, P., Chao, J., & Yang, X. J. (2017). Nitrate reduction in water by aluminum alloys particles. *Journal of environmental management*, 196, 666-673.
- Barabasz, W., Albinska, D., Jaskowska, M., & Lipiec, J. (2002). Ecotoxicology of aluminium. *Polish journal of environmental studies*, 11(3), 199-204.
- Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Kjeldsen, P., Gabr, M. A., & Borden, R. C. (2002). *Critical evaluation of factors required to terminate the postclosure monitoring period at solid waste landfills*. ACS Publications.
- Belabed, S. (2017). *Contribution à l'Etude de la Pollution Métallique du Sol et de la Végétation au Niveau des Décharges publiques non Contrôlées à Mostaganem* [PhD Thesis]. Assessment of metal pollution in soil and in vegetation near the wild
- Benoff, S., Jacob, A., & Hurley, I. R. (2000). Male infertility and environmental exposure to lead and cadmium. *Human Reproduction Update*, 6(2), 107-121.
- Bich, C. (2005). *Contribution à l'étude de l'activation thermique du kaolin : Évolution de la structure cristallographique et activité pouzzolanique* [PhD Thesis]. Lyon, INSA.
- Bimizi, A., Diallo, A., Eklou-Gadegbeku, K., Gnandi, K., Bakoma, B., Aklikokou, K., Creppy, E. E., & Gbeassor, M. (2012). Evaluation de la contamination de quelques produits maraîchers par les métaux lourds a Lome. *Journal de la Recherche Scientifique de l'Université de Lomé*, 14(2), 111-118.
- Binning, K., & Baird, D. (2001). Survey of heavy metals in the sediments of the Swartkops River Estuary, Port Elizabeth South Africa. *Water Sa*, 27(4), 461-466.
- Boisset, M. (2017). Les «Métaux Lourds» dans l'alimentation : Quels risques pour les consommateurs? *Médecine des maladies Métaboliques*, 11(4), 337-340.

- Bokhari, S. H., Ahmad, I., Mahmood-Ul-Hassan, M., & Mohammad, A. (2016). Phytoremediation potential of *Lemna minor* L. for heavy metals. *International journal of phytoremediation*, 18(1), 25-32.
- Bokombola, P. B., Poncelet, M., Michel, B., & Savy, C. K. (2018). La consommation alimentaire et son évolution République Démocratique du Congo. *Tropicultura*, 36(3).
- Bonanno, G. (2012). *Arundo donax* as a potential biomonitor of trace element contamination in water and sediment. *Ecotoxicology and environmental safety*, 80, 20-27.
- Bonet, D., Petit, I., & Lancini, A. (2014). *L'économie circulaire : Quelles mesures de la performance économique, environnementale et sociale?*
- Boularbah, A., Schwartz, C., Bitton, G., Abouddrar, W., Ouhammou, A., & Morel, J. L. (2006). Heavy metal contamination from mining sites in South Morocco : 2. Assessment of metal accumulation and toxicity in plants. *Chemosphere*, 63(5), 811-817.
- Bourg, D., & Buclet, N. (2005). L'économie de fonctionnalité. Changer la consommation dans le sens du développement durable. *Futuribles*, 313, 27-37.
- Bozec, A. L., Barles, S., Buclet, N., & Keck, G. (2012). *Que faire des déchets ménagers ?* Editions Quae.
- Bozkurt, S., Moreno, L., & Neretnieks, I. (2000). Long-term processes in waste deposits. *Science of the total environment*, 250(1-3), 101-121.
- Brimblecombe, P. (1996). *Air composition and chemistry*. Cambridge University Press.
- Brown, P. H., Welch, R. M., & Cary, E. E. (1987). Nickel : A micronutrient essential for higher plants. *Plant physiology*, 85(3), 801-803.
- Brraich, O. S., & Jangu, S. (2015). Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring in the water of Harike Wetland (Ramsar Site), India. *International Journal of Scientific and Research Publications*, 5(2), 1-6.
- Brusseau, M. L., Pepper, I. L., & Gerba, C. P. (2019). The Extent of Global Pollution. In *Environmental and Pollution Science* (p. 3-8). Elsevier.
- Buccolieri, A., Buccolieri, G., Cardellicchio, N., Dell'Atti, A., Di Leo, A., & Maci, A. (2006). Heavy metals in marine sediments of Taranto Gulf (Ionian Sea, southern Italy). *Marine chemistry*, 99(1-4), 227-235.
- Budavari, S., O'neil, M. J., Smith, A., Heckelman, P. E., Obenchain Jr, J. R., Gallipeau, J. A. R., & D'Arecea, M. A. (1996). *The Merck index : An encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals*. Whitehouse Station, NJ: Merck & Co. Inc, 450, 1674.

- Buxton, S., Garman, E., Heim, K. E., Lyons-Darden, T., Schlekat, C. E., Taylor, M. D., & Oller, A. R. (2019). Concise review of nickel human health toxicology and ecotoxicology. *Inorganics*, 7(7), 89.
- Cachada, A., Rocha-Santos, T., & Duarte, A. C. (2018). Soil and pollution : An introduction to the main issues. In *Soil pollution* (p. 1-28). Elsevier.
- Cao, S., Duan, X., Zhao, X., Ma, J., Dong, T., Huang, N., Sun, C., He, B., & Wei, F. (2014). Health risks from the exposure of children to As, Se, Pb and other heavy metals near the largest coking plant in China. *Science of the total environment*, 472, 1001-1009.
- Carrard, N., Foster, T., & Willetts, J. (2019). Groundwater as a Source of Drinking Water in Southeast Asia and the Pacific : A Multi-Country Review of Current Reliance and Resource Concerns. *Water*, 11(8), 1605.
- Carson, R. (1962). *Silent Spring* Houghton Mifflin. Boston, MA, USA.
- ChaIneau, C.-H., Morel, J.-L., & Oudot, J. (1995). Microbial degradation in soil microcosms of fuel oil hydrocarbons from drilling cuttings. *Environmental science & technology*, 29(6), 1615-1621.
- Cheraghi, M., Lorestani, B., Khorasani, N., Yousefi, N., & Karami, M. (2011). Findings on the phytoextraction and phytostabilization of soils contaminated with heavy metals. *Biological Trace Element Research*, 144(1-3), 1133-1141.
- Cherfi, A., Cherfi, M., Maache-Rezzoug, Z., & Rezzoug, S.-A. (2016). Risk assessment of heavy metals via consumption of vegetables collected from different supermarkets in La Rochelle, France. *Environmental monitoring and assessment*, 188(3), 136.
- Chofqi, A., Younsi, A., Mania, J., Mudry, J., & Veron, A. (2004). Environmental impact of an urban landfill on a coastal aquifer (El Jadida, Morocco). *Journal of African earth sciences*, 39(3-5), 509-516.
- Chowdhury, T. R., Basu, G. K., Mandal, B. K., Biswas, B. K., Samanta, G., Chowdhury, U. K., Chanda, C. R., Lodh, D., Roy, S. L., & Saha, K. C. (1999). Arsenic poisoning in the Ganges delta. *Nature*, 401(6753), 545-546.
- Christensen, T. (2011). *Solid waste technology and management*. John Wiley & Sons.
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J., & Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied geochemistry*, 16(7-8), 659-718.
- Cluis, C. (2004). Junk-greedy greens : Phytoremediation as a new option for soil decontamination. *BioTeach Journal*, 2(6), 1-67.
- Collignon, A., & Gathon, H.-J. (2010). *Les déchets en Belgique*. CIRIEC Working paper.

- Colombo, C., Palumbo, G., He, J.-Z., Pinton, R., & Cesco, S. (2014). Review on iron availability in soil : Interaction of Fe minerals, plants, and microbes. *Journal of soils and sediments*, 14(3), 538-548.
- Costa, A. M., Alfaia, R. G. de S. M., & Campos, J. C. (2019). Landfill leachate treatment in Brazil—An overview. *Journal of environmental management*, 232, 110-116.
- Coteel, D., & Lay, S. L. (2013). *Les travailleurs des déchets*. Eres.
- Cui, Y.-J., Zhu, Y.-G., Zhai, R.-H., Chen, D.-Y., Huang, Y.-Z., Qiu, Y., & Liang, J.-Z. (2004). Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China. *Environment international*, 30(6), 785-791.
- Cunningham, S. D., Berti, W. R., & Huang, J. W. (1995). Phytoremediation of contaminated soils. *Trends in biotechnology*, 13(9), 393-397.
- Czajkowski, M., Kądziela, T., & Hanley, N. (2014). We want to sort ! Assessing households' preferences for sorting waste. *Resource and energy economics*, 36(1), 290-306.
- Dabouineau, L., Lamy, Y., & Collas, P. (2005). Phytoremédiation et phytorestauration ou l'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées. *Le rôle d'eau*, 124, 8-15.
- Damien, A. (2004). *Guide du traitement des déchets*. Dunod Paris.
- De Felice, B., Nappi, C., Zizolfi, B., Guida, M., Sardo, A. D. S., Bifulco, G., & Guida, M. (2012). Telomere shortening in women resident close to waste landfill sites. *Gene*, 500(1), 101-106.
- De Temmerman, L., & Hoenig, M. (2004). Vegetable crops for biomonitoring lead and cadmium deposition. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 49(1-3), 121-135.
- Desvaux, P. (2017). Économie circulaire acritique et condition post-politique : Analyse de la valorisation des déchets en France. *Flux*, 2, 36-50.
- Diamadopoulos, E. (1994). Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate. *Water Research*, 28(12), 2439-2445.
- Dimé, A. K., Diouf, G., Sarr, M. M., & Fall, M. (2020). *Caractérisation physico-chimique de la nappe phréatique située dans une zone a forte pollution industrielle : Cas de la commune de Rufisque*. 35(163-174). <http://www.revist.ci>
- Din-Stirbu, E. L. (2005). *Comportement à la corrosion des alliages d'aluminium utilisés dans l'industrie automobile pour la fabrication de radiateur de chauffage* [PhD Thesis]. Lyon, INSA.

- Djouina, M., Esquerre, N., Desreumaux, P., Vignal, C., & Body-Malapel, M. (2016). Toxicological consequences of experimental exposure to aluminum in human intestinal epithelial cells. *Food and Chemical Toxicology*, *91*, 108-116.
- Duan, Z., Lu, W., Li, D., & Wang, H. (2014). Temporal variation of trace compound emission on the working surface of a landfill in Beijing, China. *Atmospheric Environment*, *88*, 230-238.
- Duarte, A. C., Cachada, A., & Rocha-Santos, T. A. (2017). *Soil Pollution : From Monitoring to Remediation*. Academic Press.
- Edet, A. E., & Offiong, O. E. (2002). Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo-Odukpani area, Lower Cross River Basin (southeastern Nigeria). *GeoJournal*, *57*(4), 295-304.
- Ek, L. (2012). *Lutter contre les polluants atmosphériques pour produire des effets positifs durables sur le climat*.
- El-Fadel, M., Findikakis, A. N., & Leckie, J. O. (1997). Environmental impacts of solid waste landfilling. *Journal of environmental management*, *50*(1), 1-25.
- Emeh, C., Igwe, O., & Onwo, E. S. (2019). Potential effect of environmental pollution on the degree of dissolution of iron and aluminium oxides in lateritic soils. *Environmental Earth Sciences*, *78*(8), 256. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8259-3>
- Engwa, G. A., Ferdinand, P. U., Nwalo, F. N., & Unachukwu, M. N. (2019). Mechanism and health effects of heavy metal toxicity in humans. In *Poisoning in the Modern World- New Tricks for an Old Dog?* IntechOpen.
- Enuneku, A. A., Anani, O. A., Ogbomidia, E., Asemota, O., Anyanso, A. I., Ordih, S., Kyari, M., & Ezemonye, L. I. (2018). HUMAN HEALTH RISK IMPLICATIONS FROM THE CONSUMPTION OF FREE RANGE CHICKEN RAISED NEAR DUMPSITES. *Studia Universitatis Vasile Goldis Seria Stiintele Vietii (Life Sciences Series)*, *28*(2).
- Epstein, E. (2015). *Disposal and management of solid waste : Pathogens and diseases*. CRC Press.
- Ernest, K., Gordian, O., & Bernard, O. E. (2018). Phytoremediation Potentials of Guinea Grass (*Panicum Maximum*) and Velvet Bean (*Mucuna Pruriens*) on Crude Oil Impacted Soils. *Carbon*, *24*(22.892), 19-303.
- Esakku, S., Palanivelu, K., & Joseph, K. (2003). Assessment of heavy metals in a municipal solid waste dumpsite. *Workshop on sustainable landfill management*, *35*, 139-145.

- Eskandari, H., & Alizadeh Amraie, A. (2018). Evaluation of health risk to humans in consumption of wheat grown in nickel-contaminated soils. *Journal of Advances in Environmental Health Research*, 6(1), 17-20.
- Essien, J. P., Inam, E. D., Ikpe, D. I., Udofia, G. E., & Benson, N. U. (2019). Ecotoxicological Status and Risk Assessment of Heavy Metals in Municipal Solid Wastes Dumpsite Impacted Soil in Nigeria. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 100215.
- Éthier, M.-P. (2011). *Évaluation du comportement géochimique en conditions normale et froides de différents stériles présents sur le site de la mine Raglan*. [PhD Thesis]. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- EU. (2015). *Décision (UE) 2015/2099 de la commission du 18 novembre 2015 établissant les critères écologiques pour l'attribution du label écologique de l'Union européenne aux milieux de culture, amendements pour sols et paillis*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32015D2099&from=FR>
- Exley, C., & Vickers, T. (2014). Elevated brain aluminium and early onset Alzheimer's disease in an individual occupationally exposed to aluminium: A case report. *Journal of medical case reports*, 8(1), 41.
- Ezechi, E. H., Nwabuko, C. G., Enyinnaya, O. C., & Babington, C. J. (2017). Municipal solid waste management in Aba, Nigeria: Challenges and prospects. *Environmental Engineering Research*, 22(3), 231-236.
- FAO/WHO. (2011). *Joint FAO/WHO Food Standards Programme CODEX Committee on contaminants in foods. Fifth Session*.
- Fazzo, L., Minichilli, F., Santoro, M., Ceccarini, A., Della Seta, M., Bianchi, F., Comba, P., & Martuzzi, M. (2017). Hazardous waste and health impact: A systematic review of the scientific literature. *Environmental Health*, 16(1), 107. <https://doi.org/10.1186/s12940-017-0311-8>
- Felegari, N., & Hasheminejad, H. (2017). *Landfill Impacts on Groundwater Quality: Consideration of Three Case Studies*.
- Feng, W., Guo, Z., Xiao, X., Peng, C., Shi, L., Ran, H., & Xu, W. (2019). Atmospheric deposition as a source of cadmium and lead to soil-rice system and associated risk assessment. *Ecotoxicology and environmental safety*, 180, 160-167.
- Fortuniak, K., Pawlak, W., Bednorz, L., Grygoruk, M., Siedlecki, M., & Zieliński, M. (2017). Methane and carbon dioxide fluxes of a temperate mire in Central Europe. *Agricultural and Forest Meteorology*, 232, 306-318.

- Fowler, B. A. (2017). *Electronic Waste : Toxicology and Public Health Issues*. Academic Press.
- Gailer, J., George, G. N., Pickering, I. J., Prince, R. C., Ringwald, S. C., Pemberton, J. E., Glass, R. S., Younis, H. S., DeYoung, D. W., & Aposhian, H. V. (2000). A metabolic link between arsenite and selenite : The seleno-bis (S-glutathionyl) arsinium ion. *Journal of the American Chemical Society*, 122(19), 4637-4639.
- Galarpe, V. R. K., & Parilla, R. B. (2012). Influence of seasonal variation on the biophysicochemical properties of leachate and groundwater in Cebu City Sanitary Landfill, Philippines. *International Journal of Chemical and Environmental Engineering*, 3(3).
- Gao, X., Rodrigues, S. M., Spielman-Sun, E., Lopes, S., Rodrigues, S., Zhang, Y., Avellan, A., Duarte, R. M., Duarte, A., & Casman, E. A. (2019). Effect of soil organic matter, soil pH, and moisture content on solubility and dissolution rate of CuO NPs in soil. *Environmental science & technology*, 53(9), 4959-4967.
- Gerhard, I., Monga, B., Waldbrenner, A., & Runnebaum, B. (1998). Heavy metals and fertility. *Journal of Toxicology and Environmental Health Part A*, 54, 593-612.
- Ghaib, K., Nitz, K., & Ben-Fares, F.-Z. (2016). Chemical methanation of CO₂ : A review. *ChemBioEng Reviews*, 3(6), 266-275.
- Ghasemidehkordi, B., Nazem, H., Malekirad, A. A., Fazilati, M., Salavati, H., & Rezaei, M. (2018). Human health risk assessment of aluminium via consumption of contaminated vegetables. *Quality assurance and safety of crops & foods*, 10(2), 115-123.
- Gleason, K. M. (2017). *Heavy Metals, Chronic Malnutrition and Neurodevelopment Among Children in Rural Bangladesh* [PhD Thesis].
- Grazuleviciene, R., Nadisauskiene, R., Buinauskiene, J., & Grazulevicius, T. (2009). Effects of elevated levels of manganese and iron in drinking water on birth outcomes. *Polish journal of environmental studies*, 18(5).
- Grosse, F. (2011). Quasi-circular growth : A pragmatic approach to sustainability for non-renewable material resources. *SAPI EN. S. Surveys and Perspectives Integrating Environment and Society*, 4.2.
- Gschweidl, K. (1997). *Method and apparatus for sorting waste*. Google Patents.
- Gumede, P. R. (2015). *The respiratory health effects associated with particulate matter (PM_{2.5}) exposure in children residing near a landfill site : A case of eThekweni Municipality*. [PhD Thesis].
- Gupte, A., & Mumper, R. J. (2009). Elevated copper and oxidative stress in cancer cells as a target for cancer treatment. *Cancer treatment reviews*, 35(1), 32-46.

- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research*, 14(8), 975-1001.
- Hall, A. H. (2002). Chronic arsenic poisoning. *Toxicology letters*, 128(1-3), 69-72.
- Halliday, E. C. (1961). A historical review of atmospheric pollution. *Air Pollution, World Health Organisation Monograph Series*, 46, 9-37.
- Hama-Ba, F., Parkouda, C., Kamga, R., Tenkouano, A., & Diawara, B. (2017). Disponibilité, modes et fréquence de consommation des légumes traditionnels Africains dans quatre localités du Burkina Faso à diverses activités de maraîchage : Ouagadougou, Koubri, Loubila, Kongoussi. *African Journal of Food, Agriculture, Nutrition and Development*, 17(1), 11552-11570.
- Han, Z., Ma, H., Shi, G., He, L., Wei, L., & Shi, Q. (2016). A review of groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in China. *Science of the Total Environment*, 569, 1255-1264.
- Hausladen, D. M., & Fendorf, S. (2017). Hexavalent chromium generation within naturally structured soils and sediments. *Environmental science & technology*, 51(4), 2058-2067.
- Hénault-Ethier, L. (2016). *La phytoremédiation : Des avantages certains*.
- Hooda, P. (2010). *Trace elements in soils*. John Wiley & Sons.
- Hou, S., Zheng, N., Tang, L., Ji, X., Li, Y., & Hua, X. (2019). Pollution characteristics, sources, and health risk assessment of human exposure to Cu, Zn, Cd and Pb pollution in urban street dust across China between 2009 and 2018. *Environment international*, 128, 430-437.
- Howe, P., Malcolm, H., & Dobson, S. (2004). *Manganese and its compounds : Environmental aspects*. World Health Organization.
- Huang, W.-L., Lin, D.-H., Chang, N.-B., & Lin, K.-S. (2002). Recycling of construction and demolition waste via a mechanical sorting process. *Resources, conservation and recycling*, 37(1), 23-37.
- Ibanez, J. G., Hernandez-Esparza, M., Doria-Serrano, C., Fregoso-Infante, A., & Singh, M. M. (2010). *Environmental chemistry : Fundamentals*. Springer Science & Business Media.
- Idowu, I. A., Atherton, W., Hashim, K., Kot, P., Alkhaddar, R., Alo, B. I., & Shaw, A. (2019). An analyses of the status of landfill classification systems in developing countries : Sub Saharan Africa landfill experiences. *Waste Management*, 87, 761-771.
- Ihedioha, J. N., Ukoha, P. O., & Ekere, N. R. (2017). Ecological and human health risk assessment of heavy metal contamination in soil of a municipal solid waste dump in Uyo, Nigeria. *Environmental geochemistry and health*, 39(3), 497-515.

- INECN,. (2002). *Rapport National d'Evaluation des dix ans de mise en oeuvre de l'Agenda 21 au Burundi, 1992-2002, 144p. Consulté le 24/5/2014.*
- Ishak, A. R., Mohamad, S., Soo, T. K., & Hamid, F. S. (2016). Leachate and surface water characterization and heavy metal health risk on cockles in Kuala Selangor. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 222, 263-271.
- Islam, M. S., Moniruzzaman, S. M., & Mondal, S. (2019). MUNICIPAL SOLID WASTE QUANTIFICATION, TRANSPORTATION AND MANAGEMENT IN KHULNA CITY. *Journal of Engineering*, 10(2), 61-68.
- Jang, Y.-C., & Townsend, T. G. (2003). Leaching of lead from computer printed wire boards and cathode ray tubes by municipal solid waste landfill leachates. *Environmental Science & Technology*, 37(20), 4778-4784.
- Jha, A. B., Misra, A. N., & Sharma, P. (2017). Phytoremediation of heavy metal-contaminated soil using bioenergy crops. In *Phytoremediation potential of bioenergy plants* (p. 63-96). Springer.
- Jomova, K., & Valko, M. (2011). Advances in metal-induced oxidative stress and human disease. *Toxicology*, 283(2-3), 65-87.
- Jones, O., Preston, M. R., Fawell, J., Mayes, W., Cartmell, E., Pollard, S., Harrison, R. M., Mackenzie, A. R., Williams, M., & Maynard, R. (2015). *Pollution : Causes, effects and control*. Royal Society of Chemistry.
- Jung, C. G. (2013). Voies de traitements de déchets solides : Valorisation matière et énergie. *Bull. Sci. Inst. Natl. Conserv. Nat*, 50-54.
- Juste, C., Chassin, P., Gomez, A., Linères, M., & Mocquot, B. (1995). Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduelles des stations d'épuration. *Publication ADEME*, 208p.
- Kabata-Pendias, A. (2010). *Trace elements in soils and plants*. CRC press.
- Kampelmann. (2015). *LA PHYTOREMÉDIATION AU SERVICE DE L'AGRICULTURE URBAINE EN RÉGION DE BRUXELLES-CAPITALE*.
- Kandimalla, R., Vallamkondu, J., Corgiat, E. B., & Gill, K. D. (2016). Understanding Aspects of Aluminum Exposure in Alzheimer's Disease Development. *Brain pathology*, 26(2), 139-154.
- Karim, Z., & Qureshi, B. A. (2014). Health risk assessment of heavy metals in urban soil of Karachi, Pakistan. *Human and ecological risk assessment: an international journal*, 20(3), 658-667.

- Kashem, M. A., & Singh, B. R. (1999). Heavy metal contamination of soil and vegetation in the vicinity of industries in Bangladesh. *Water, Air, and Soil Pollution*, 115(1-4), 347-361.
- Khan, A., Khan, S., Khan, M. A., Qamar, Z., & Waqas, M. (2015). The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk : A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(18), 13772-13799.
- Kihal, M. (2015). *Contribution à l'étude de décharge de Saf Saf (Tlemcen [PhD Thesis]*.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., & Christensen, T. H. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate : A review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 32(4), 297-336.
- Klute, A. (1986). *Methods of soil analysis*.
- Kochian, L. V. (1995). Cellular mechanisms of aluminum toxicity and resistance in plants. *Annual review of plant biology*, 46(1), 237-260.
- Kondoh, E., Bodjona, M. B., Aziabile, E., Tcheguani, S., Kili, K. A., & Tchangbedji, G. (2019). Etat des lieux de la gestion des déchets dans le Grand Lomé. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 13(4), 2200-2209.
- Korzeniowska, J., & Stanislawska-Glubiak, E. (2015). Phytoremediation potential of *Miscanthus* \times *giganteus* and *Spartina pectinata* in soil contaminated with heavy metals. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(15), 11648-11657.
- Kumar, S. (2004). Occupational exposure associated with reproductive dysfunction. *Journal of occupational health*, 46(1), 1-19.
- Kumar, S. (2016). *Municipal solid waste management in developing countries*. CRC Press.
- Lacatusu, R. (2000). Appraising levels of soil contamination and pollution with heavy metals. *European Soil Bureau*, 4, 93-402.
- Lahkar, M., & Bhattacharyya, K. G. (2019). Heavy metal contamination of groundwater in Guwahati city, Assam, India. *Int. Res. J. Eng. Technol.*, 6, 1520-1525.
- Laner, D., Crest, M., Scharff, H., Morris, J. W., & Barlaz, M. A. (2012). A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills. *Waste management*, 32(3), 498-512.
- Leguay, J.-P. (1999). *La pollution au moyen age : Dans le royaume de France et dans les grands fiefs*. Editions Jean-Paul Gisserot.
- Leygonie, R. (1993). Les métaux lourds dans l'air : Sources, émissions, mesure, effets. *Pollution atmosphérique*, 139, 63-74.

- Li, Y., Li, J., Chen, S., & Diao, W. (2012). Establishing indices for groundwater contamination risk assessment in the vicinity of hazardous waste landfills in China. *Environmental pollution*, 165, 77-90.
- Lim, H.-S., Lee, J.-S., Chon, H.-T., & Sager, M. (2008). Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of the abandoned Songcheon Au–Ag mine in Korea. *Journal of Geochemical Exploration*, 96(2-3), 223-230.
- Liu, X., Song, Q., Tang, Y., Li, W., Xu, J., Wu, J., Wang, F., & Brookes, P. C. (2013a). Human health risk assessment of heavy metals in soil–vegetable system : A multi-medium analysis. *Science of the Total Environment*, 463, 530-540.
- Liu, X., Song, Q., Tang, Y., Li, W., Xu, J., Wu, J., Wang, F., & Brookes, P. C. (2013b). Human health risk assessment of heavy metals in soil–vegetable system : A multi-medium analysis. *Science of the Total Environment*, 463, 530-540.
- Liu, X., Song, Q., Tang, Y., Li, W., Xu, J., Wu, J., Wang, F., & Brookes, P. C. (2013c). Human health risk assessment of heavy metals in soil–vegetable system : A multi-medium analysis. *Science of the Total Environment*, 463, 530-540.
- Liu, X., Zhong, L., Meng, J., Wang, F., Zhang, J., Zhi, Y., Zeng, L., Tang, X., & Xu, J. (2018). A multi-medium chain modeling approach to estimate the cumulative effects of cadmium pollution on human health. *Environmental Pollution*, 239, 308-317.
- Liu, Y., Yang, Y., Li, C., Ni, X., Ma, W., & Wei, H. (2018). Assessing soil metal levels in an industrial environment of northwestern china and the phytoremediation potential of its native plants. *Sustainability*, 10(8), 2686.
- Long, X. X., Yang, X. E., Ni, W. Z., Ye, Z. Q., He, Z. L., Calvert, D. V., & Stoffella, J. P. (2003). Assessing zinc thresholds for phytotoxicity and potential dietary toxicity in selected vegetable crops. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 34(9-10), 1421-1434.
- Loué, A. (1993). *Oligoéléments en agriculture*.
- Louzon, M., Coeurdassier, M., Gimbert, F., Pauget, B., & de Vaufleury, A. (2019). Telomere dynamic in humans and animals : Review and perspectives in environmental toxicology. *Environment international*, 131, 105025.
- Lu, Y., Song, S., Wang, R., Liu, Z., Meng, J., Sweetman, A. J., Jenkins, A., Ferrier, R. C., Li, H., & Luo, W. (2015). Impacts of soil and water pollution on food safety and health risks in China. *Environment international*, 77, 5-15.
- Ludwig, C., Hellweg, S., & Stucki, S. (2012). *Municipal solid waste management : Strategies and technologies for sustainable solutions*. Springer Science & Business Media.

- Luu, T. D., Truong, P., Mammucari, R., Tam, T., & Foster, N. (2009). Vetiver grass, *Vetiveria zizanioides* : A choice plant for phytoremediation of heavy metals and organic wastes. *International Journal of Phytoremediation*, 11(8), 664-691.
- Mafhuza. (2014). *Soil remediation and plants : Prospects and challenges (Chapter-12, pp. 331–366)*.
- Mahar, A., Wang, P., Ali, A., Awasthi, M. K., Lahori, A. H., Wang, Q., Li, R., & Zhang, Z. (2016). Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils : A review. *Ecotoxicology and environmental safety*, 126, 111-121.
- Maharjan, A. K., Kamei, T., Amatya, I. M., Mori, K., Kazama, F., & Toyama, T. (2020). Ammonium-Nitrogen (NH₄⁺-N) Removal from Groundwater by a Dropping Nitrification Reactor : Characterization of NH₄⁺-N Transformation and Bacterial Community in the Reactor. *Water*, 12(2), 599.
- Mahfuza, S. S., Jolly, Y. N., Yeasmin, S., Satter, S., Islam, A., & Tareq, S. M. (2014). *Soil remediation and plants : Prospects and challenges (Chapter-12, pp. 331–366)*. London: Elsevier.
- Majolagbe, A. O., Adeyi, A. A., & Osibanjo, O. (2016). Vulnerability assessment of groundwater pollution in the vicinity of an active dumpsite (Olusosun), Lagos, Nigeria. *Chem. Int*, 2(4), 232-241.
- Manirakiza, N., Ndikumana, T., & Jung, C. G. (2020). Towards the Promotion of Fuel Briquettes Using Municipal Solid Waste and Residual Biomass in Burundi. *International Journal of Environment*, 9(1), 14-31.
- McBride, M. B. (1994). *ENVIRONNEMENTAL CHEMISTRY OF SOILS*.
- McBride, M., Sauve, S., & Hendershot, W. (1997). Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *European Journal of Soil Science*, 48(2), 337-346.
- McGrath, S. P., & Zhao, F.-J. (2003). Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current opinion in biotechnology*, 14(3), 277-282.
- MEEATU-MSPLS. (2014). *Ordonance Ministérielle Conjointe portant fixation des normes de rejets d'eaux usées domestiques et industrielles au Burundi*. Gouvernement du Burundi.
- Meena, B. L., Rattan, R. K., & Datta, S. P. (2017). Solubility relationships of iron and evaluation of its fertility status in degraded soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 48(9), 1059-1067.
- MEF. (2007). *Ministry of the Environment, Finland Government Decree on the Assessment of Soil Contamination and Remediation Needs (214/2007, March 1, 2007)*. <https://cutt.ly/NyfQ3kX>

- Melnyk, A., Kuklińska, K., Wolska, L., & Namieśnik, J. (2014). Chemical pollution and toxicity of water samples from stream receiving leachate from controlled municipal solid waste (MSW) landfill. *Environmental Research*, 135, 253-261.
- Messou, A. (2015). *Caractérisation de la pollution des sols en éléments traces métalliques et évaluation des capacités de phytoaccumulation de certaines espèces endogènes d'Amaranthaceae et de Poaceae de la décharge d' Akouédo (Abidjan, Côte d'Ivoire)*. <https://urlz.fr/cYT2>
- Messou, Aman, Coulibaly, L., Doumbia, L., & Gourene, G. (2013). Plants diversity and phytoaccumulators identification on the Akouedo landfill (Abidjan, Côte d'Ivoire). *African journal of biotechnology*, 12(3).
- Michel, M. M. M., Yannick, U. S., François, N. N., Emmanuel, M. M., Prisca, K. K., Muyembe, M., Kampanyi, I., & Luciens, N. K. (2013). Évaluation des teneurs en éléments traces métalliques dans les légumes feuilles vendus dans les différents marchés de la zone minière de Lubumbashi. *Journal of Applied Biosciences*, 66, 5106-5113.
- Miquel, M. G. (2001). Les effets des métaux lourds sur l 'environnement et santé-rapport de l 'office parlementaire d 'évaluation des choix scientifiques et technologiques. *Rapport Sénat*, 26, 360.
- Misseri, M., & Lahondere, D. (2018). Characterisation of chemically related asbestos amphiboles of actinolite : Proposal for a specific differentiation in the diagram (Si apfu versus Mg/Mg+ Fe²⁺). *International Journal of Metrology and Quality Engineering*, 9, 16.
- Mizero, M., Ndikumana, T., & Jung, G. (2015). Quantification, caractérisation et voies de valorisation des déchets solides municipaux dans la ville de Bujumbura. *Bulletin Scientifique sur l'environnement et la biodiversité*, 1(1-7).
- Monchy, S. (2007). *Organisation et expression des gènes de résistance aux métaux lourds chez Cupriavidus metallidurans CH34* [PhD Thesis]. Thèse de doctorat à l'Université Libre de Bruxelles.
- Mou, Z., Scheutz, C., & Kjeldsen, P. (2014). Evaluating the biochemical methane potential (BMP) of low-organic waste at Danish landfills. *Waste management*, 34(11), 2251-2259.
- Nadal, M., Schuhmacher, M., & Domingo, J. L. (2004). Metal pollution of soils and vegetation in an area with petrochemical industry. *Science of the total environment*, 321(1-3), 59-69.

- Nelson, R. L. (1992). Dietary iron and colorectal cancer risk. *Free Radical Biology and Medicine*, 12(2), 161-168.
- Ngnikam, E., & Tanawa, E. (2006). *Les villes d'Afrique face à leurs déchets*. Université de technologie de Belfort-Montbéliard Belfort.
- Nguyen, T. T. L. (2016). *Analyse économique de la gestion des déchets ménagers au Vietnam : Le cas des villes de Hanoi et d'Hochiminh* [PhD Thesis]. Université de Bordeaux.
- Nhari, F., Sbaa, M., Vasel, J. L., Fekhaoui, M., & El Morhit, M. (2014). *Contamination des sols d'une décharge non contrôlée par les métaux lourds : Cas de la décharge Ahfir-Saidia (Maroc oriental)[Soil contamination of the landfill uncontrolled by heavy metals: case of the landfill of Ahfir-Saidia (Eastern Morocco)]*.
- Nickson, R., McArthur, J., Burgess, W., Ahmed, K. M., Ravenscroft, P., & Rahmanñ, M. (1998). Arsenic poisoning of Bangladesh groundwater. *Nature*, 395(6700), 338-338.
- Niyuhire, E. (2014). *Etude de la traitabilité d'une eau de forage de la plaine de la Rusizi par des matériaux locaux. Memoire de Master, Université du Burundi*.
- Nomura, H., Takahashi, Y., & Yabe, M. (2017). Psychological driving forces behind households' behaviors toward municipal organic waste separation at source in Vietnam : A structural equation modeling approach. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 19(3), 1052-1060.
- Nordberg, G. F., Bernard, A., Diamond, G. L., Duffus, J. H., Illing, P., Nordberg, M., Bergdahl, I. A., Jin, T., & Skerfving, S. (2018). Risk assessment of effects of cadmium on human health (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 90(4), 755-808.
- Nordberg, G. F., & Fowler, B. A. (2018). *Risk Assessment for Human Metal Exposures : Mode of Action and Kinetic Approaches*. Academic Press.
- Nordberg, G. F., & Fowler, B. A. (2019a). Applied Risk Assessment, Hazard Assessment, and Risk Management. In *Risk Assessment for Human Metal Exposures* (p. 199-226). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804227-4.00007-8>
- Nordberg, G. F., & Fowler, B. A. (2019b). Metal Exposures and Human Health—Historical Development, Current Importance, and Toxicological Concepts for Prevention. In *Risk Assessment for Human Metal Exposures* (p. 1-29). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804227-4.00001-7>
- Nordberg, G. F., Fowler, B. A., & Nordberg, M. (2014). *Handbook on the Toxicology of Metals*. Academic press.

- Nordberg, G. F., Mahaffey, K. R., & Fowler, B. A. (1991). Introduction and summary. International workshop on lead in bone : Implications for dosimetry and toxicology. *Environmental health perspectives*, 91, 3-7.
- Nuapia, Y., Chimuka, L., & Cukrowska, E. (2018). Assessment of heavy metals in raw food samples from open markets in two African cities. *Chemosphere*, 196, 339-346.
- Nzigidahera, B. (2000). *THEME : Analyse de la diversité biologique végétale nationale et identification des priorités pour sa conservation*.
- Nzigidahera, B. (2008). *Etude de base pour la réhabilitation de la réserve naturelle de la Ruzizi*. Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature-INECN. <http://bi.chm-cbd.net/implementation/questions-transectorielles>
- Olatunji, O. S., Ximba, B. J., Fatoki, O. S., & Opeolu, B. O. (2014). Assessment of the phytoremediation potential of *Panicum maximum* (guinea grass) for selected heavy metal removal from contaminated soils. *African Journal of Biotechnology*, 13(19), 1979-1984.
- Olympio, K. P. K., Gonçalves, C., Günther, W. M. R., & Bechara, E. J. H. (2009). Neurotoxicity and aggressiveness triggered by low-level lead in children : A review. *Revista Panamericana de Salud Pública*, 26, 266-275.
- OMS. (2017). *Directives de qualité pour l'eau de boisson : 4e éd. intégrant le premier additif*.
- OMS. (2018a). *Pollution de l'air et santé de l'enfant : Prescrire un air sain*. Genève Suisse: WHO/CED/PHE/18.01. <https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKewjV1-yS6YHuAhWJxoUKHZG0AboQFjAAegQIAhAC&url=https%3A%2F%2Fapps.who.int%2Firis%2Fbitstream%2Fhandle%2F10665%2F275547%2FWHO-CED-PHE-18.01-fre.pdf%3Fua%3D1&usg=AOvVaw07k6wFGKRgmS-qH0i3CWbH>
- OMS, A. (2018b). *Santé, environnement et changement climatique : Feuille de route pour une action mondiale renforcée face aux effets néfastes de la pollution de l'air sur la santé: rapport du Directeur général*. Organisation mondiale de la Santé.
- O'Neal, S. L., & Zheng, W. (2015). Manganese toxicity upon overexposure : A decade in review. *Current environmental health reports*, 2(3), 315-328.
- Ophelie Mwendo kabayo. (2015). *Etudes de solubilisation des under-flow du décanteur 41 des usines à cuivre de Kolwezi. Mémoire, Sciences appliquées de l'ingénieur*. Université de Kolwezi.

- Owusu, G., Oteng-Ababio, M., & Afutu-Kotey, R. L. (2012). Conflicts and governance of landfills in a developing country city, Accra. *Landscape and Urban Planning*, 104(1), 105-113.
- Oztürk, B., & Ozdemir, S. (2015). Effects of aluminum chloride on some trace elements and erythrocyte osmotic fragility in rats. *Toxicology and industrial health*, 31(12), 1069-1077.
- Park, J.-W., & Shin, H.-C. (2001). Surface emission of landfill gas from solid waste landfill. *Atmospheric Environment*, 35(20), 3445-3451.
- Patil, P. V., & Kamble, R. K. (2017). Occupational health hazards in municipal solid waste collecting workers of Chandrapur city, Central India. *International Journal of Environment*, 6(1), 46-57.
- Patrick, T. R., Hategekimana, F., Aphrodice, N., & Kumaran, G. S. (2017). Assessment of Leachate Effects on Groundwater and Soil from Nduba Land Fill in Kigali, Rwanda. *International Journal of Engineering Research in Africa*, 33, 68-75.
- Peggion, M., Bernardini, A., & Masera, M. (2008). Geographic information systems and risk assessment. *Scientific and Technical Research series EUR, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg*.
- Pellerin, C., & Booker, S. M. (2000). Reflections on hexavalent chromium : Health hazards of an industrial heavyweight. *Environmental health perspectives*, 108(9), A402-A407.
- Peña-Fernández, A., González-Muñoz, M. J., & Lobo-Bedmar, M. C. (2014). Establishing the importance of human health risk assessment for metals and metalloids in urban environments. *Environment international*, 72, 176-185.
- Pesqueux, Y. (2016). *Le déchet*.
- Petts, J., Cairney, T., & Smith, M. (1997). *Risk-based contaminated land investigation and assessment*. John Wiley & Sons.
- Poulleau, J. (2002). Caractérisation des biogaz-Bibliographie-Mesures sur sites. *Rapport final INERIS, DRC-02-27158-AIRE-n316b-JPo*.
- Pruvot, C., Douay, F., Hervé, F., & Waterlot, C. (2006). Heavy metals in soil, crops and grass as a source of human exposure in the former mining areas (6 pp). *Journal of soils and sediments*, 6(4), 215-220.
- Qdais, H. A. (2007). Techno-economic assessment of municipal solid waste management in Jordan. *Waste management*, 27(11), 1666-1672.

- Qi, X., Li, Y., Wei, L., Hao, F., Zhu, X., Wei, Y., Li, K., & Wang, H. (2020). Disposal of high-arsenic waste acid by the stepwise formation of gypsum and scorodite. *RSC Advances*, *10*(1), 29-42.
- Quievryn, G., Messer, J., & Zhitkovich, A. (2002). Carcinogenic chromium (VI) induces cross-linking of vitamin C to DNA in vitro and in human lung A549 cells. *Biochemistry*, *41*(9), 3156-3167.
- Quievryn, G., Peterson, E., Messer, J., & Zhitkovich, A. (2003). Genotoxicity and mutagenicity of chromium (VI)/ascorbate-generated DNA adducts in human and bacterial cells. *Biochemistry*, *42*(4), 1062-1070.
- RAIS. (2017). *Risk assessment information system Chemicals User's Guide*. [WWW document]. https://rais.ornl.gov/tools/rais_chemical_risk_guide.html
- Rao, G. T., Rao, V. G., Ranganathan, K., Surinaidu, L., Mahesh, J., & Ramesh, G. (2011). Assessment of groundwater contamination from a hazardous dump site in Ranipet, Tamil Nadu, India. *Hydrogeology Journal*, *19*(8), 1587-1598.
- Raskin, I., & Ensley, B. D. (2000). *Phytoremediation of toxic metals*. John Wiley and Sons.
- Ravindra, K., & Garg, V. K. (2006). Distribution of fluoride in groundwater and its suitability assessment for drinking purpose. *International Journal of Environmental Health Research*, *16*(2), 163-166.
- RECORD. (2009). *Techniques de production d'électricité à partir de biogaz et de gaz de synthèse*. ADEME. https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKewj79M74g4PuAhUdD2MBHeQvDXoQFjAAegQIAxAC&url=https%3A%2F%2Fwww.record-net.org%2Fstorage%2Fetudes%2F07-0226-1A%2Frapport%2FRapport_record07-0226_1A.pdf&usg=AOvVaw0aeFJGMwi6GBIFvION3-TC
- Renou, S., Poulain, S., GAGNAIRE DE CADARACHE, J., Marrot, B., & Moulin, P. (2008). Lixiviats de centre de stockage : Déchet généré par des déchets. *L'eau, l'industrie, les nuisances*, *310*, 37-43.
- Rhoads, F. M. (1971). Relations Between Fe in Irrigation Water and Leaf Quality of Cigar Wrapper Tobacco 1. *Agronomy Journal*, *63*(6), 938-940.
- Rice, K. C., Conko, K. M., & Hornberger, G. M. (2002). Anthropogenic sources of arsenic and copper to sediments in a suburban lake, northern Virginia. *Environmental science & technology*, *36*(23), 4962-4967.

- Roberts, R. A., Smith, R. A., Safe, S., Szabo, C., Tjalkens, R. B., & Robertson, F. M. (2010). Toxicological and pathophysiological roles of reactive oxygen and nitrogen species. *Toxicology*, 276(2), 85-94.
- Roccoliello, E., Manfredi, A., Drava, G., Minganti, V., Mariotti, M. G., Berta, G., & Cornara, L. (2010). Zinc tolerance and accumulation in the ferns *Polypodium cambricum* L. and *Pteris vittata* L. *Ecotoxicology and environmental safety*, 73(6), 1264-1271.
- Rodrigues, S. M., & Römkens, P. F. (2018). Human health risks and soil pollution. In *Soil Pollution* (p. 217-250). Elsevier.
- Römkens, P., Groenenberg, J. E., Bonten, L. T. C., De Vries, W., & Bril, J. (2004). *Derivation of partition relationships to calculate Cd, Cu, Ni, Pb, Zn solubility and activity in soil solutions*. Alterra.
- Rong, L., Zhang, C., Jin, D., & Dai, Z. (2017a). Assessment of the potential utilization of municipal solid waste from a closed irregular landfill. *Journal of Cleaner Production*, 142, 413-419.
- Rong, L., Zhang, C., Jin, D., & Dai, Z. (2017b). Assessment of the potential utilization of municipal solid waste from a closed irregular landfill. *Journal of Cleaner Production*, 142, 413-419.
- Rzymiski, P., Tomczyk, K., Poniedzialek, B., Opala, T., & Wilczak, M. (2015). Impact of heavy metals on the female reproductive system. *Annals of agricultural and environmental medicine*, 22(2).
- Salas, I. (2017). *Burundi : Water Scarcity*.
- Samsudina, M. D. M., & Dona, M. M. (2013). Municipal solid waste management in malaysia : Current practices, challenges and prospect. *Hospital*, 17, 0-9.
- Santos, G. C. G. dos, Rodella, A. A., Abreu, C. A. de, & Coscione, A. R. (2010). Vegetable species for phytoextraction of boron, copper, lead, manganese and zinc from contaminated soil. *Scientia Agricola*, 67(6), 713-719.
- Santos, E. F., Santini, J. M. K., Paixão, A. P., Júnior, E. F., Lavres, J., Campos, M., & dos Reis, A. R. (2017). Physiological highlights of manganese toxicity symptoms in soybean plants : Mn toxicity responses. *Plant physiology and biochemistry*, 113, 6-19.
- Sauvé, S., McBride, M. B., Norvell, W. A., & Hendershot, W. H. (1997). Copper solubility and speciation of in situ contaminated soils : Effects of copper level, pH and organic matter. *Water, Air, and Soil Pollution*, 100(1-2), 133-149.

- Schwarzenbach, R. P., Egli, T., Hofstetter, T. B., Von Gunten, U., & Wehrli, B. (2010). Global water pollution and human health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35, 109-136.
- Scinicariello, F., Yesupriya, A., Chang, M., & Fowler, B. A. (2010). Modification by ALAD of the association between blood lead and blood pressure in the US population : Results from the Third National Health and Nutrition Examination Survey. *Environmental Health Perspectives*, 118(2), 259-264.
- SCOEL. (2011). *SCOEL/SUM/85*. In: *European Commission e SCOEL (Ed.), Recommendation from the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for Nickel and Inorganic Nickel Compounds*. European Commission e SCOEL (Ed.).
- Seguin, J.-J., & Gutierrez, A. (2016). *Water Resources in Africa : Scarcity and Abundance*.
- Shahin, M., Aktar, S., & Paul, N. (2019). Characterization of Municipal Solid Waste : A Case Study in Patuakhali City. *J Waste Manag Disposal*, 2, 306.
- Sharma, P., Chambial, S., & Shukla, K. K. (2015). *Lead and neurotoxicity*. Springer.
- Sharma, R. K., Agrawal, M., & Marshall, F. (2006). Heavy metal contamination in vegetables grown in wastewater irrigated areas of Varanasi, India. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 77(2), 312-318.
- Siami, L., Sotiyorini, T., & Janah, N. (2019). Municipal Solid Waste Quantification and Characterization in Banyuwangi, Indonesia. *Indonesian Journal of Urban and Environmental Technology*, 2(2), 189-200.
- Sibanda, L. K., Obange, N., & Awuor, F. O. (2017). Challenges of solid waste management in Kisumu, Kenya. *Urban Forum*, 28(4), 387-402.
- Singh, A., Sharma, R. K., Agrawal, M., & Marshall, F. M. (2010). Risk assessment of heavy metal toxicity through contaminated vegetables from waste water irrigated area of Varanasi, India. *Tropical ecology*, 51(2), 375-387.
- Soltan, M. E., Al-ayed, A. S., & Ismail, M. A. (2019). Effect of pH values on the solubility of some elements in different soil samples. *Chemistry and Ecology*, 35(3), 270-283.
- Sreekanth, T. V. M., Nagajyothi, P. C., Lee, K. D., & Prasad, T. (2013). Occurrence, physiological responses and toxicity of nickel in plants. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 10(5), 1129-1140.
- Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., & Midgley, P. M. (2013). *Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change-Abstract for decision-makers*;

Changements climatiques 2013. Les éléments scientifiques. Contribution du groupe de travail I au cinquième rapport d'évaluation du groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du CLIMAT-Resume à l'intention des décideurs.

- Sultana, M. S., Rana, S., Yamazaki, S., Aono, T., & Yoshida, S. (2017). Health risk assessment for carcinogenic and non-carcinogenic heavy metal exposures from vegetables and fruits of Bangladesh. *Cogent Environmental Science*, 3(1), 1291107.
- Sun, X., Sun, H., Yu, K., Wang, Z., Liu, Y., Liu, K., Zhu, Y., & Li, Y. (2018). Aluminum chloride causes the dysfunction of testes through inhibiting the ATPase enzyme activities and gonadotropin receptor expression in rats. *Biological trace element research*, 183(2), 296-304.
- Swartjes, F. A., & Cornelis, C. (2011). Human health risk assessment. In *Dealing with contaminated sites* (p. 209-259). Springer.
- Taylor, R., & Allen, A. (2006). *Waste disposal and landfill : Information needs*. IWA.
- TEMAM, G., & HACHMI, E. (2015). *Elaboration et Caractérisation des Revêtements de Nickel et de ses Composites Ni/Mo Elaborés par voie Electrolytiques en Présence d'un Inhibiteur de Corrosion*. [PhD Thesis]. Université Mohamed Khider-Biskra.
- Tiller, K. G. (1989). Heavy metals in soils and their environmental significance. In *Advances in soil science* (p. 113-142). Springer.
- Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R., & Jeffrey, D. W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer meeresuntersuchungen*, 33(1), 566-575.
- Treacy, J. (2019). Drinking Water Treatment and Challenges in Developing Countries. In *The Relevance of Hygiene to Health in Developing Countries*. IntechOpen.
- Troschinetz, A. M., & Mihelcic, J. R. (2009). Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. *Waste management*, 29(2), 915-923.
- Turekian, K. K., & Wedepohl, K. H. (1961). Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of America Bulletin*, 72(2), 175-192.
- Décision (UE) 2015/2099 de la Commission du 18 novembre 2015 établissant les critères écologiques pour l'attribution du label écologique de l'Union européenne aux milieux de culture, amendements pour sols et paillis [notifiée sous le numéro C(2015) 7891], Pub. L. No. 32015D2099, 303 OJ L (2015).
<http://data.europa.eu/eli/dec/2015/2099/oj/fra>

- Ukoh, S. N. B., Akinola, M. O., & Njoku, K. L. (2019). Comparative Study on the Remediation Potential of *Panicum Maximum* and *Axonopus Compressus* in Zinc (Zn) Contaminated Soil. *Pollution*, 5(4), 687-699.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2000). *Risk-Based Concentration Table*. Philadelphia PA. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- US EPA. (1991). *Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS), volume I: Human Health Evaluation Manual (HHEM) supplemental guidance*. Washington DC: Office of emergency and remedial response; [EPA/540/R-92/003].
- US EPA,. (1993). *US Department of Health and Human Services Toxicological profile for chromium, 1993*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. US Department of Commerce, Springfield, VA. Springfield.
- US EPA. (2001). *Risk assessment guidance for superfund (RAGS), vol III—Part A, process for conducting probabilistic risk assessment*. . Office of emergency and remedial response, Washington, DC.
- US EPA. (2002). *Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites*. Washington, DC: Office of solid waste and emergency response; [OSWER 9355.4-24].
- US EPA. (2003). *Ecological Soil Screening Level for Iron Interim Final, OSWER Directive 9285.7-69*. Office of Solid Waste and Emergency Response. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/eco-ssl_iron.pdf
- US EPA. (2011). *Exposure factors handbook 2011 edition(Final)*. <Http://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=236252>.
- Valko, M., Morris, H., & Cronin, M. T. D. (2005). Metals, toxicity and oxidative stress. *Current medicinal chemistry*, 12(10), 1161-1208.
- Vaverková, M. D., Adamcová, D., Radziemska, M., Voběrková, S., Mazur, Z., & Zloch, J. (2018). Assessment and evaluation of heavy metals removal from landfill leachate by *Pleurotus ostreatus*. *Waste and biomass valorization*, 9(3), 503-511.
- Vecoli, C., Montano, L., Borghini, A., Notari, T., Guglielmino, A., Mercuri, A., Turchi, S., & Andreassi, M. G. (2017). Effects of highly polluted environment on sperm telomere length : A pilot study. *International journal of molecular sciences*, 18(8), 1703.
- Vetrimurugan, E., Brindha, K., Elango, L., & Ndwandwe, O. M. (2017). Human exposure risk to heavy metals through groundwater used for drinking in an intensively irrigated river delta. *Applied Water Science*, 7(6), 3267-3280.

- Villanueva-Estrada, R. E., Rocha-Miller, R., Arvizu-Fernández, J. L., & González, A. C. (2019). Energy production from biogas in a closed landfill : A case study of Prados de la Montaña, Mexico City. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 31, 236-244.
- Vongdala, N., Tran, H.-D., Xuan, T., Teschke, R., & Khanh, T. (2019). Heavy metal accumulation in water, soil, and plants of municipal solid waste landfill in Vientiane, Laos. *International journal of environmental research and public health*, 16(1), 22.
- Vuori, K.-M. (1995). Direct and indirect effects of iron on river ecosystems. *Annales Zoologici Fennici*, 317-329.
- Wagh, V. M., Panaskar, D. B., Mukate, S. V., Gaikwad, S. K., Muley, A. A., & Varade, A. M. (2018). Health risk assessment of heavy metal contamination in groundwater of Kadava River Basin, Nashik, India. *Modeling Earth Systems and Environment*, 4(3), 969-980.
- Wang, G., Xia, X., Yang, J., Tariq, M., Zhao, J., Zhang, M., Huang, K., Lin, K., & Zhang, W. (2020). Exploring the bioavailability of nickel in a soil system : Physiological and histopathological toxicity study to the earthworms (*Eisenia fetida*). *Journal of hazardous materials*, 383, 121169.
- Wang, W.-S., Shan, X.-Q., Wen, B., & Zhang, S.-Z. (2003). Relationship between the extractable metals from soils and metals taken up by maize roots and shoots. *Chemosphere*, 53(5), 523-530.
- Wang, X., Liu, Y., Zeng, G., Chai, L., Xiao, X., Song, X., & Min, Z. (2008). Pedological characteristics of Mn mine tailings and metal accumulation by native plants. *Chemosphere*, 72(9), 1260-1266.
- WHO. (1996). Permissible limits of heavy metals in soil and plants. *Geneva: world health organization, Switzerland*, 4, 45-67.
- WHO. (1997a). Environmental health criteria for aluminium. *Environmental Health Criteria*, 194.
- WHO,. (1997b). *Guideline for Drinking Water Quality, 2nd edition Volume 2, Health criteria and other supporting information*, World Health Organization, Geneva, 9 p. <https://urlz.fr/dpln>
- WHO,. (2006). *Guidelines for drinking-water quality: First addendum to third edition. Recommendations (Vol. 1, pp. 515)*. Geneva : World Health Organization (WHO). <https://urlz.fr/dqBr>
- WHO,. (2011). *Guidelines for Drinking-Water Quality, 4th ed.; World Health Organization : Geneva, Switzerland, 2011*. <https://urlz.fr/dqsR>

- WHO. (2017). *Guidelines for drinking-water quality : 4th ed. Incorporating first addendum.*
- Wong, M. H., & Bradshaw, A. D. (1982). A comparison of the toxicity of heavy metals, using root elongation of rye grass, *Lolium perenne*. *New Phytologist*, 91(2), 255-261.
- Wu, Z., Fernandez-Lima, F. A., & Russell, D. H. (2010a). Amino acid influence on copper binding to peptides : Cysteine versus arginine. *Journal of the American Society for Mass Spectrometry*, 21(4), 522-533.
- Wu, Z., Fernandez-Lima, F. A., & Russell, D. H. (2010b). Amino acid influence on copper binding to peptides : Cysteine versus arginine. *Journal of the American Society for Mass Spectrometry*, 21(4), 522-533.
- Yuan, C., Li, F., Cao, W., Yang, Z., Hu, M., & Sun, W. (2019). Cadmium solubility in paddy soil amended with organic matter, sulfate, and iron oxide in alternative watering conditions. *Journal of hazardous materials*, 378, 120672.
- Zairi, M., Ferchichi, M., Ismaïl, A., Jenayeh, M., & Hammami, H. (2004). Rehabilitation of El Yahoudia dumping site, Tunisia. *Waste management*, 24(10), 1023-1034.
- Zairi, M., Ferchichi, M., Ismaïl, A., Jenayeh, M., & Hammami, H. (2004). Rehabilitation of El Yahoudia dumping site, Tunisia. *Waste management*, 24(10), 1023-1034.
- Zakhem, K., Zakhem, G., Jahjah, S., Zakhem, G., & Ibrahim, E. (2016). Investigating the evolution of Naameh landfill and its surrounding vegetation using multispectral spaceborne imagery. *Advances in Computational Tools for Engineering Applications (ACTEA), 2016 3rd International Conference on*, 72-77.
- Zamoum, N. (2019). *Etude environnementale et sanitaire de l'effet du CO2 et contribution à sa valorisation énergétique.*
- Zeng, X., Xu, X., Boezen, H. M., & Huo, X. (2016). Children with health impairments by heavy metals in an e-waste recycling area. *Chemosphere*, 148, 408-415. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.10.078>
- Zhan, L., Xia, F., Xia, Y., & Xie, B. (2018). Recycle gallium and arsenic from GaAs-based e-wastes via pyrolysis–vacuum metallurgy separation : Theory and feasibility. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 6(1), 1336-1342.
- Zhang, B., Lai, K., Wang, B., & Wang, Z. (2019). From intention to action : How do personal attitudes, facilities accessibility, and government stimulus matter for household waste sorting? *Journal of environmental management*, 233, 447-458.
- Zheng, N., Wang, Q., & Zheng, D. (2007). Health risk of Hg, Pb, Cd, Zn, and Cu to the inhabitants around Huludao Zinc Plant in China via consumption of vegetables. *Science of the total environment*, 383(1-3), 81-89.

Zołotajkin, M., Ciba, J., Kluczka, J., Skwira, M., & Smoliński, A. (2011). Exchangeable and Bioavailable Aluminium in the Mountain Forest Soil of Barania Góra Range (Silesian Beskids, Poland). *Water, Air, & Soil Pollution*, 216(1), 571-580.
<https://doi.org/10.1007/s11270-010-0554-2>

Références en ligne

<https://cutt.ly/wlD0ZDi> visité le 27 février 2021

<http://pza.sanbi.org/panicum-maximum> visité le 27 février 2021.

<https://urlz.fr/cSC3> visité le 3 janvier 2021.

<https://urlz.fr/cSEB> visité le 3 janvier 2021

<https://urlz.fr/cSEK> visité le 3 janvier 2021

<https://urlz.fr/fEuz> visité le 14 avril 2021

<https://urlz.fr/FFZO> visité le 18 avril 2021

<https://urlz.fr/fGgR> visité le 18 avril 2021

<https://urlz.fr/f1h0> visité le 27 février 2021

<https://www.ac-clermont.fr> visité le 27 février 2021

<http://www.fao.org/burundi/actualites/detail-events/fr/c/412342/> visité le 19.10.2019

<https://www.inbw.be/parametres-et-normes#chlorures> visité le 3 mars 2021

ANNEXES

Annexes I. Caractérisation des sols - dosage de métaux lourds

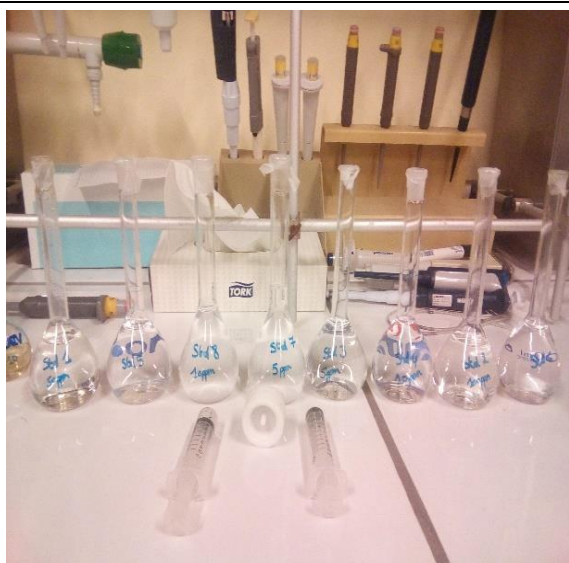
Annexe I.0. Méthodologie d'échantillonnage et caractérisation

Les sols qui ont été objet de la caractérisation physicochimique ont été échantillonnés sur l'ancienne décharge de Buterere, en 10 sites identifiés suivant des lignes diagonales qui traversent ladite zone. En plus, 5 points d'échantillonnage ont été choisis sur le contour de la décharge, à plus moins 20m. Cela avait pour objectif d'évaluer une dispersion probable de la contamination en ETM.

Pour chaque site d'échantillonnage, 4 prises ont été collectées en 4 points distincts sur une profondeur de 50cm et ont servi pour la préparation d'un échantillon représentatif de 400g.

Les différents échantillons composites ont été transportés pour être analysés à l'Université Libre de Bruxelles, au laboratoire du service 4MAT. Le prétraitement desdits échantillons est repris dans le chapitre III. La diffraction des rayons X (à l'aide de diffractomètre BRUKER D8) et l'analyse thermogravimétrique (à l'aide de NETZSCH Aerolos) sont des méthodes qui ont été utilisées pour la caractérisation de la composition physicochimique des échantillons sous études. Les métaux lourds ont été dosé par la fluorescence des rayons X avec l'appareil S4 Pioneer et par la spectrométrie à plasma à couplage inductif (ICP-OES de marque VISTA-MPX) qui est une méthode physique d'analyse chimique permettant de doser la quasi-totalité des éléments simultanément (l'analyse prend quelques minutes, hors préparation).

	
<p>Broyage de sols</p>	<p>Pastillage et analyse par FRX</p>



Mise en solution des échantillons



Dosage des ETM par ICP



Analyse des sols par thermogravimétrie (ATG)

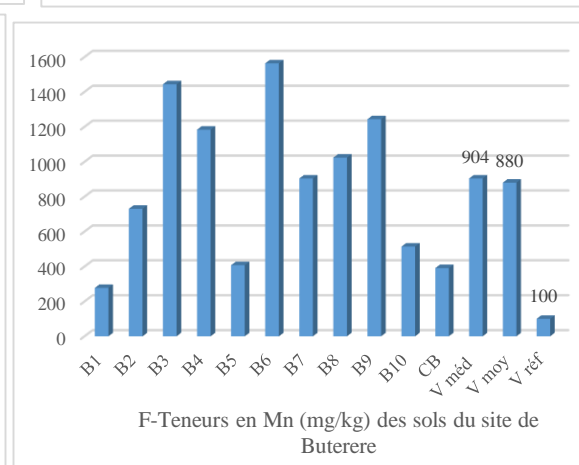
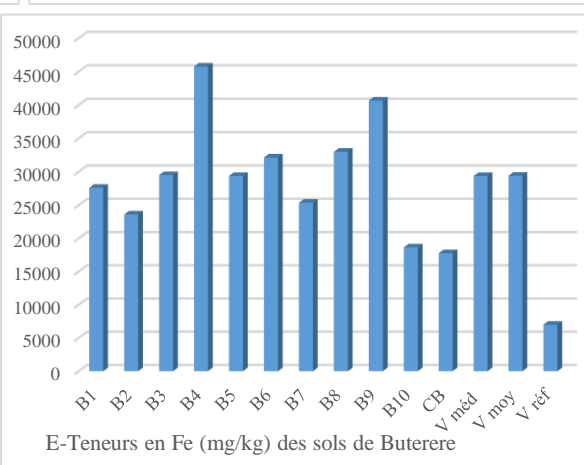
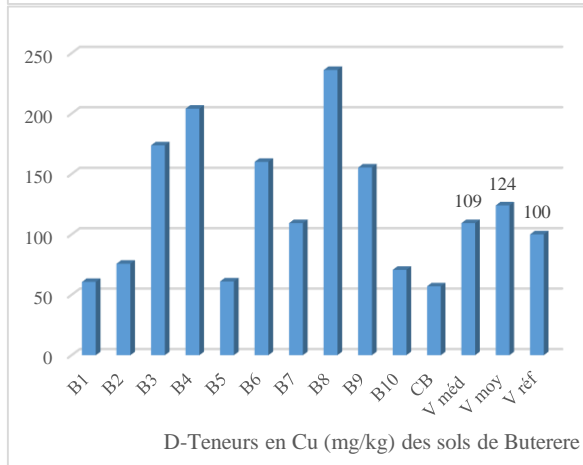
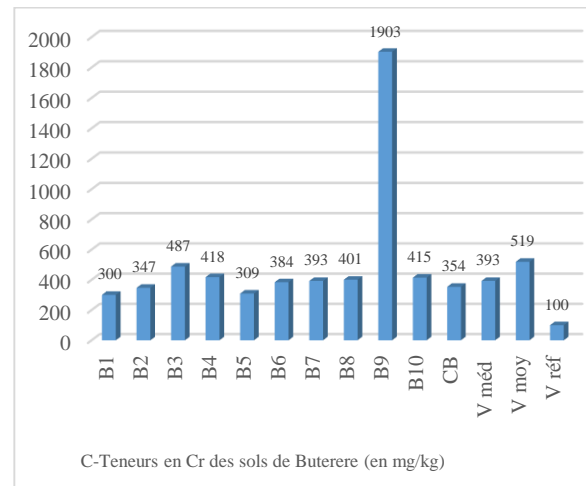
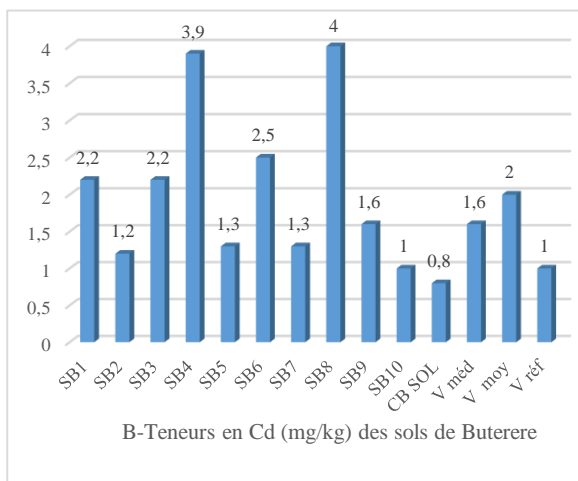
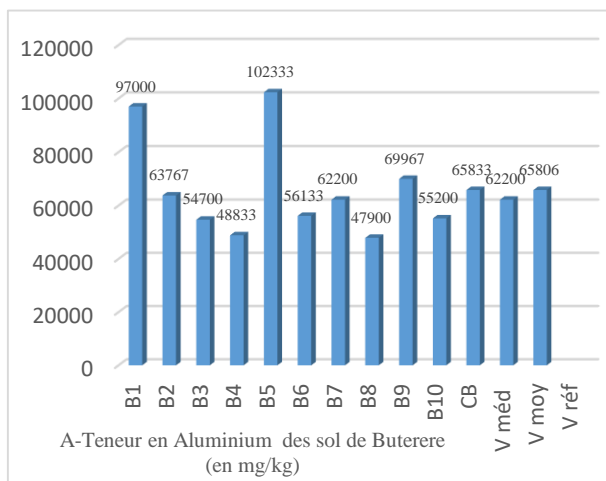
Annexe I.1. Teneurs en métaux lourds des sols échantillonnés à Buterere (FRX)

ML(mg/kg)	Al	Fe	Cu	Cr	Zn	Ni	Pb	Mn
B1	97000	27600	61	300	84	901	71	277
B2	63767	23600	76	347	269	1160	53	730
B3	54700	29500	174	487	846	1307	120	1443
B4	48833	45767	204	418	1277	1533	2503	1183
B5	102333	29367	61	309	101	794	40	407
B6	56133	32133	160	384	577	1203	108	1563
B7	62200	25367	109	393	445	1270	-	904
B8	47900	33000	236	401	626	1513	331	1023
B9	69967	40667	155	1903	869	686	190	1243
B10	55200	18633	71	415	253	1403	54	514
CB	65833	17767	57	354	111	1097	44	391
V méd	62200	29367	109	393	445	1203	90	904
V moy	65806	29400	124	519	496	1170	351	880
V réf	-	7000	100	100	200	50	60	100

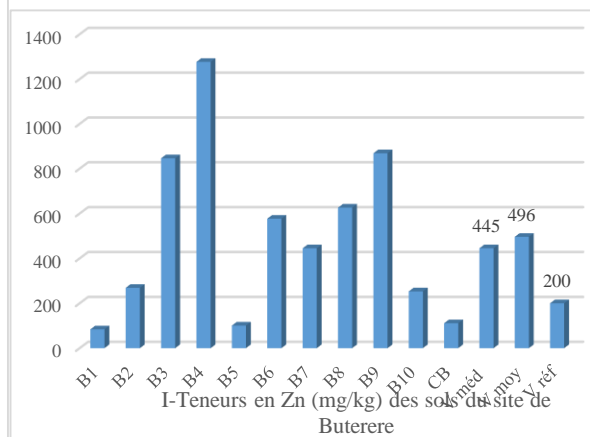
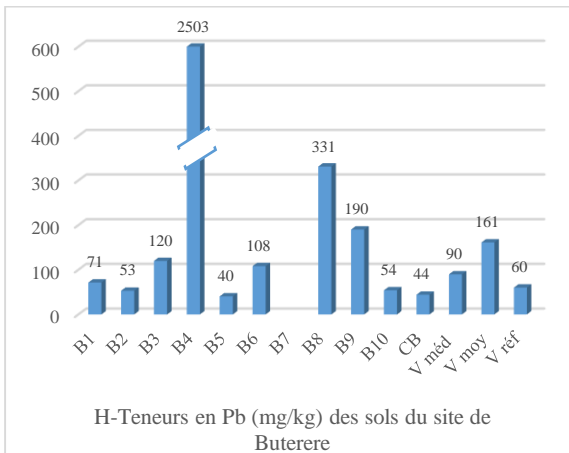
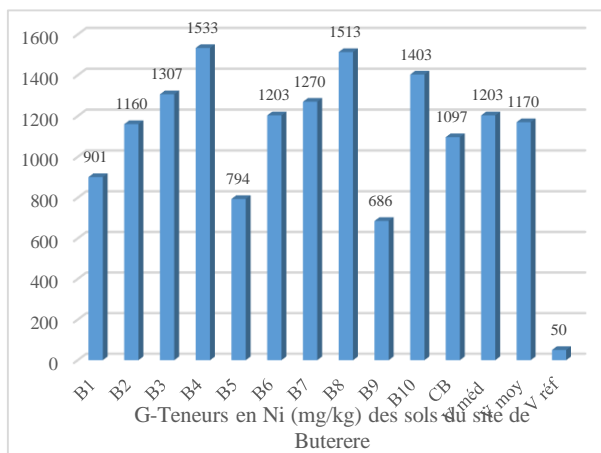
Annexe I.2. Teneurs en métaux lourds des sols du site de Buterere (ICP-OES)

ML(mg/kg)	Al	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
SB1	9320	2,2	89	15	15149	158	790	135	39
SB2	6445	1,2	97	34	15038	593	995	113	201
SB3	5127	2,2	98	56	14651	624	711	129	409
SB4	6509	3,9	98	99	36437	696	1083	3339	903
SB5	9874	1,3	75	18	14623	420	611	63	52
SB6	6437	2,5	85	63	13810	901	817	158	366
SB7	7995	1,3	109	38	14698	509	931	69	263
SB8	5988	4	115	141	27393	666	1182	229	237
SB9	6415	1,6	806	48	17993	638	418	262	896
SB10	4599	1	109	26	11786	304	1174	101	168
CB SOL	4877	0,8	87	16	11050	212	874	54	67
V méd	6437	1,6	98	38	14698	593	874	129	237
V moy	6690	2	161	51	17512	520	871	423	327
V réf	-	1	100	100	7000	100*	50	60	200

Annexe I.3. Diagrammes des teneurs en métaux lourds dosés par FRX dans les sols du site de Buterere



Annexe I.3. Diagrammes des teneurs en métaux lourds dosés par FRX dans le sol du site de Buterere (suite)



Annexe II : Caractérisation des eaux de puits et lixiviats

II.1. Conductivité électrique en $\mu\text{S}/\text{cm}$ du site de Buterere : saison humide :

Puits échantillonné	CE1	CE2	CE3	CE moy	SD
EB1	1094	1093	1100	1095,7	3,0
EB2	1237	1253	1252	1247,3	7,5
EB3	1865	1883	1895	1881,0	15,0
EB4	3240	3270	3250	3253,3	5,0
EB8	2550	2520	2540	2536,7	5,0
EB9	1277	1310	1313	1300,0	18,0
EB91	1812	1791	1847	1816,7	17,5
ECBmix	1505	1499	1503	1502,3	1,0
CE moy du site	2230,8	2236,5	2242,5	1799	524
BLix	6610	6620	6620	6616,7	5,0

II.2. Conductivité électrique en S/cm du site de Buterere : saison sèche

	CE1	CE2	CE3	CE moy	SD
EB1	2,858	2,935	2,956	2,916	0,052
EB2	1,663	1,630	1,677	1,657	0,024
EB3	1,798	1,865	1,842	1,835	0,034
EB4	3,231	3,270	3,296	3,266	0,033
EB8	1,221	1,213	1,235	1,223	0,011
EB9	2,199	2,152	2,238	2,196	0,043
EB91	1,517	1,556	1,561	1,545	0,024
ECB	1,561	1,574	1,534	1,556	0,020
EC moy du site	2,006	2,024	2,042	2,024	0,576

pH du site de Buterere : saison humide

	pH1	pH2	pH3	pHmoy	SD
EB1	6,84	6,85	6,85	6,85	0,00
EB2	7,01	7,03	7,03	7,02	0,01
EB3	6,68	6,69	6,89	6,75	0,11
EB4	6,87	6,89	6,9	6,89	0,02
EB8	7,11	7,12	7,13	7,12	0,01
EB9	7,24	7,23	7,22	7,23	0,01
EB91	7,13	7,11	7,09	7,11	0,02
ECBmix	7,09	7,15	7,16	7,13	0,04
pH moy				7,03	0,12
Lix	7,34	7,47	7,5	7,4	

pH du site de Buterere : saison sèche

	pH1	pH2	pH3	pH moy	SD
EB1	7,78	7,83	7,80	7,80	0,03
EB2	7,58	7,59	7,52	7,56	0,04
EB3	7,47	7,53	7,53	7,51	0,03
EB4	7,44	7,49	7,49	7,47	0,03
EB8	7,37	7,40	7,34	7,37	0,03
EB9	7,53	7,54	7,55	7,54	0,01
EB91	7,23	7,26	7,23	7,24	0,02
ECB	7,38	7,39	7,61	7,46	0,13
moy du site	7,47	7,50	7,51	7,50	0,11

Teneurs en métaux lourds des eaux de puits du site de Buterere

ppm	Al		Cr		Cu		Fe		Mn		Ni		Pb		Zn	
	Saison humide	Saison sèche	Saison humide	Saison sèche	Saison humide	Saison sèche	Saison humide	Saison sèche	Saison humide	Saison sèche	Saison humide	Saison sèche	Saison humide	Saison sèche	Saison humide	Saison sèche
EB1	0,390	2,253	ND	0,02	0,063	0,007	1,302	2,026	0,362	0,529	ND	0,011	ND	0,005	ND	0,024
EB2	ND	4,040	ND	0,008	ND	0,006	0,709	3,877	0,286	0,513	ND	0,006	ND	0,005	ND	0,018
EB3	0,126	0,212	ND	0,001	ND	0,005	4,414	0,388	1,031	0,105	ND	0,006	ND	0,001	0,368	0,02
EB4	0,544	1,581	ND	0,005	ND	0,016	1,685	2,715	0,496	1,75	ND	0,015	0,268	0,01	0,330	0,061
EB8	ND	1,998	ND	0,007	ND	0,003	0,310	2,442	0,436	3,818	ND	0,006	ND	0,001	0,276	0,024
EB9	0,316	0,092	ND	0,001	ND	0,003	0,935	0,605	0,675	0,426	ND	0,004	ND	0,001	ND	0,011
EB9bis	ND	0,168	ND	0,001	ND	0,001	1,761	0,507	1,424	0,076	ND	0,002	ND	0	ND	0,008
ECB	0,366	0,306	ND	0,001	ND	0,002	0,732	0,406	0,671	0,245	ND	0,002	ND	0	ND	0,012
EHB	-		ND		ND		0,270		0,675±0,003		ND		ND		ND	
V réf	0,2		0,05		2		0,2		0,1		0,02		0,01		5	

Teneur en ions des eaux du site de Buterere –saison humide

Echantillons	F-	Cl	Br-	NO3-	SO42-	NH4+
EB1	0,37	13,40	0,09	20,93	5,89	1,33
EB2	0,37	13,27	0,13		26,85	0,03
EB3	0,29	21,45	0,28		14,11	0,08
EB4	0,23	34,65	0,03		99,36	0,07
EB8'	0,65	56,71	0,30	23,70	100,81	0,09
EB9	0,10	16,78	0,51	1,11	120,73	0,14
EB91	0,44	15,60	0,08	1,58	21,36	0,03
ECB	0,49	17,25	0,09	8,82	45,71	0,07
EHB	0,24	8,87	0,04	44,17	197,94	0,03
mean	0,37	23,64	0,19	11,23	54,35	0,23
SD	0,12	11,02	0,13	8,87	39,46	0,27

Teneur en ions des eaux du site de Buterere –saison sèche

Teneurs (mg/L)	Cl-	NO3-	SO42-	NH4+	F-	Br-
EB1	486	0,32	10,91	2,18	1,09	0,93
EB2	174	0,27	3,77	6,84	0,92	0,47
EB3	178	0,28	40,57	3,80	0,93	0,52
EB4	484	0,23	5,15	10,95	0,38	1,28
EB8	93	15,36	58,76	0,48	0,39	0,33
EB9	262	16,07	96,94	0,60	0,69	0,68
EB91	143	2,64	3,36	0,60	0,83	0,38
ECB	134	53,37	70,14	0,56	0,57	0,36
V réf (WHO)*	250	50	250	0,5	1,5	-
Site HCLT	28,5	0,36	277	7,2	-	-
Moyenne	244,25	11,07	36,20	3,25	0,72	0,62
SD	124,81	12,90	30,40	2,96	0,22	0,26

Annexe III : Estimation du risque écologique et sanitaires

Facteur de contamination (CF) des sols du site de Buterere

Métal lourd	Cd	Cu	Cr	Fe	Zn	Ni	Pb	Mn
B1	2,20	0,61	3,00	3,94	0,42	18,02	1,18	0,58
B2	1,20	0,76	3,47	3,37	1,35	23,20	0,88	1,53
B3	2,20	1,74	4,87	4,21	4,23	26,14	2,00	3,03
B4	3,90	2,04	4,18	6,54	6,39	30,66	41,72	2,49
B5	1,30	0,61	3,09	4,20	0,51	15,88	0,67	0,86
B6	2,50	1,60	3,84	4,59	2,89	24,06	1,80	3,28
B7	1,30	1,09	3,93	3,62	2,23	25,40	-	1,90
B8	4,00	2,36	4,01	4,71	3,13	30,26	5,52	2,15
B9	1,60	1,55	19,03	5,81	4,35	13,72	3,17	2,61
B10	1,00	0,71	4,15	2,66	1,27	28,06	0,90	1,08
CB	0,80	0,57	3,54	2,54	0,56	21,94	0,73	0,82

Valeurs du risque écologique des sols du site de Buterere E_f

Métal lourd	Cd	Cu	Cr	Fe	Zn	Ni	Pb	Mn
B1	66,00	3,05	6,00	-	0,42	90,10	5,92	-
B2	36,00	3,80	6,94	-	1,35	116,00	4,42	-
B3	66,00	8,70	9,74	-	4,23	130,70	10,00	-
B4	117,00	10,20	8,36	-	6,39	153,30	208,58	-
B5	39,00	3,05	6,18	-	0,51	79,40	3,33	-
B6	75,00	8,00	7,68	-	2,89	120,30	9,00	-
B7	39,00	5,45	7,86	-	2,23	127,00	-	-
B8	120,00	11,80	8,02	-	3,13	151,30	27,58	-
B9	48,00	7,75	38,06	-	4,35	68,60	15,83	-
B10	30,00	3,55	8,30	-	1,27	140,30	4,50	-
CB	24,00	2,85	7,08	-	0,56	109,70	3,67	-

Annexe IV. Questionnaire-Collecte de données sur les pathologies fréquemment rencontrées à Buterere

I. Identification des enquêtés

A. Age

B. Sexe

II. Pathologies couramment rencontrées à Buterere

1. Auriez-vous remarqué des maladies qui reviennent souvent chez vous ou chez vos voisins ?

Oui Non

2. Ces maladies seraient-elles liés à des atteintes de :

- ✓ la peau ? Oui Non
- ✓ du système respiratoire ? Oui Non
- ✓ Des troubles digestifs ? Oui Non

Appréciation du degré pathologique adulte :

Degré pathologique	Moins fréquent	Fréquent	Plus fréquent
cutané			
respiratoire			
digestif			
nerveux			

Commentaires éventuels :

Appréciation du degré pathologique infantile :

<i>Degré pathologique</i>	<i>Moins fréquent</i>	<i>Fréquent</i>	<i>Plus fréquent</i>
cutané			
respiratoire			
digestif			
nerveux			

3. A titre d'exemple concret ? D'après vous, comment se manifeste les atteintes ? (Cutanée ? respiratoire ou digestif ?...)

<i>Pathologie</i>	<i>Affections simples</i>	<i>Affections chroniques</i>
cutané		
respiratoire		
digestif		
nerveux		

<i>Tumeurs bénignes</i>	<i>Tumeurs épaisses</i>	<i>Invalidité</i>

4. D'après vous, quels sont les effets déjà observés dans votre vie quotidienne à Buterere ? Commentaires éventuels :

<i>Effets déjà observés</i>	<i>Oui</i>	<i>Non</i>
Retard de croissance chez les enfants		
Malformation des membres du corps ou infirmité		
Difficultés d'apprentissage à l'école		
Impuissance sexuelle		
Stérilité		

III. Perspectives de remédiation : d'après vous, quelle est votre suggestion de remédiation :

<i>Suggestion</i>	<i>Court terme</i>	<i>Moyen terme</i>	<i>Long terme</i>
Sensibilisation pour l'hygiène			
Assainissement des lieux contaminés			
Déploiement de la décharge des DSM loin de la ville			
Aménagement durable de la zone de Buterere (caniveaux, égouts d'eaux usées,..)			
Adduction d'eau potable			

Annexe V: Questionnaire d'enquête sur le thème « Tri de DSM » :

V.1. Tri des déchets pour une gestion durable des déchets solides municipaux : quels défis et quelles perspectives ? (Cas de la ville de Bujumbura)

Description : Le présent questionnaire vous est envoyé dans le cadre de la collecte d'informations sur la perception de la gestion des déchets dans la ville de Bujumbura)

I. Informations démographiques

1. Dans la ville de Bujumbura, tu habites quelle commune (commune) :

- Muha
- Mukaza
- Ntahangwa

2. Age:

- 10-19
- 20-29
- 30-39
- 40-55
- +50

3. Sexe :

- Masculin
- Feminin

4. Etat civil

- Célibataire
- Marié (e)

5. Niveau d'instruction

- Non instruit)
- Primaire
- Secondaire
- Université

6. Profession

- Sans
- Fonctionnaire
- Commerçant
- agent privé

7. Nombre des membres de votre ménage

*1 – 3

*4 -7

*8-11

*12+

II. Connaissances élémentaires sur les déchets Solides municipaux

1. Comprends-tu bien lorsque l'on parle de "déchets solide municipaux"?)

*Oui

*Non

2. D'après toi, qu'est-ce qu'un déchet solide municipal ?

3. Un déchet solide peut-il être réutilisé encore ?

*Oui

*Non

4. Un déchet solide peut-il être dangereux pour la santé humaine ?

*Oui

*Non

5. Parmi les catégories de e des déchets suivants, lesquels produisez-vous en abondance à votre ménage ?

- Ordures ménagères
- Sachets et plastiques
- Verres et bouteilles cassées
- Textiles et bois
- Objets métalliques
- Déchets verts : gazon, débris végétaux, ...
- Déchets hospitaliers et pharmaceutiques
- Déchets industriels (résidus industriels, restes organiques d'abattoir,)
- Papiers et cartons

6. Parmi les catégories de des déchets suivants, lesquels produisez-vous en abondance à votre service ?

- Ordures ménagères
- Sachets et plastiques
- Verres et bouteilles cassées
- Textiles et bois
- Objets métalliques
- Déchets verts : gazon, débris végétaux, ...
- Déchets hospitaliers et pharmaceutiques
- Déchets industriels (résidus industriels, restes organiques d'abattoir,)
- Papiers et cartons

7. Which of the following categories of waste are the most dangerous according to you?

- Ordures ménagères
- Sachets et plastiques
- Verres et bouteilles cassées
- Textiles et bois
- Objets métalliques
- Déchets verts: gazon, débris végétaux,...
- Déchets hospitaliers et pharmaceutiques
- Déchets industriels (résidus industriels, restes organiques d'abattoir...)
- Papiers et cartons

8. Avez-vous déjà été informé du devenir des déchets et les nuisances qui peuvent s'y rapporter ? *Oui *Non

III. Gestion des DSM :

1. Comment gérez-vous vos déchets au quotidien (ménage, service) ? Vous les triez par catégories ? *Oui *Non

2. Avez-vous été informés des bonnes pratiques de gestion de déchets solides pour protéger l'environnement contre la pollution ? *oui *Non

3. Si oui (en 2), qui vous a informé (où) de ces bonnes pratiques en matières de gestion de déchets ?

- Mon enseignant
- Mon chef de service

- Mes parents
- Administration locale
- Médias
- Un ami

4. Avez-vous été satisfait de ces informations ?

Pas satisfait → 1 2 3 4 5 ← très satisfait

5. Avez-vous besoin des informations complémentaires relatives à la gestion durable des déchets solides municipaux *Oui *Non

6. Avez-vous déjà essayé à faire le tri de déchets au quotidien ? * Oui *Non

7. En cas d'initiatives de trier vos déchets auriez-vous de contraintes indépendantes de vous ?
* Oui *Non

8. Qui évacue vos déchets ménagers ou de service ?

- Une personne payée
- Une entreprise publique
- Une entreprise privée
- Aucune personne

9. Le collecteur de déchets le transporte-t-il triés ? *Oui *Non

10. Êtes-vous satisfait de ces services usés par le collecteur de vos déchets ?

Pas satisfait → 1 2 3 4 5 ← très satisfait

11. Quelle est la destination où vos déchets sont transportés par le collecteur ?

- Décharge sauvage
- Chez les recycleurs
- Place inconnue.

12. L'administration locale vous sensibilise-t-elle à trier vos déchets par catégories pour les gérer durablement ?

Jamais fait → 1 2 3 4 5 ← Toujours

13. Quelle(s) suggestion(s) proposez-vous pour réussir à faire le tri des déchets solides municipaux ?

14. Les problèmes qui vous empêchent à trier les déchets sont liés au(x) :

- Manque d'informations adéquates
- Manque de réservoirs séparés
- Manque de collecte par catégories
- Manque de service de collecte.

15. Si autre(s) (en 14), lequel(s)

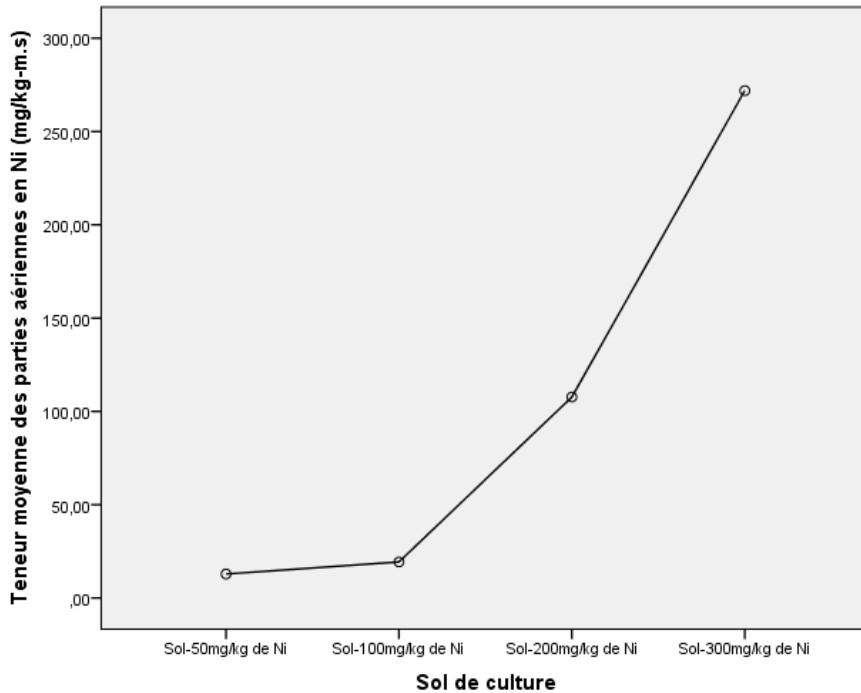
V.2. Tableau croisé : Croisement entre "Destination des déchets" et "Implication de l'administration locale dans le tri et la gestion durable des DMS"

		Destination des DSM			
		Recycleurs de DSM	Décharges à ciel ouvert	Autres places inconnus	Total
Très peu impliquée	Nombre	4	16	36	56
	%	44.40%	69.60%	75.00%	70.00%
Peu impliquée	Nombre	4	1	9	14
	%	44.40%	4.30%	18.80%	17,50%
Impliquée	Nombre	0	1	2	3
	%	0.00%	4.30%	4.20%	3.80%
Très impliquée	Nombre	1	5	1	7
	%	11.10%	21.70%	2.10%	8.80%
Total	Nombre	9	23	48	80
	%	100.00%	100.00%	100.00%	100%

- Chi-square value of Pearson: 14,374 ($p < 0.05$)
- Coefficient of contingency : 0,390 ($p < 0.05$)

Annexe VI: Phytoremédiation du nickel

V.1. Test ANOVA : comparaison des moyennes des teneurs en Ni des parties aériennes de *Panicum maximum* :



- 50&100mg/kg : difference non significative: ($p > 0,05$)
- Autres groupes : différence significative : $p < 0,05$

V.2. Test ANOVA : comparaison des moyennes des teneurs en Ni des parties souterraines de *Panicum maximum* :

- Différence significative

