

**Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche
Scientifique**



**Université Abdelhamid Ibn Badis Mostaganem
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie**

**Thèse de Doctorat en Sciences
Filière : Sciences Agronomiques
Option : Ecologie et Environnement**

THEME

**Contribution à l'Etude de la Pollution Métallique
du Sol et de la Végétation au Niveau des Décharges
publiques non Contrôlées à Mostaganem**

Présentée par
Mme. BELABED SORAYA

Jury de soutenance

Djebli Nouredine	Pr.	Président	Université de Mostaganem
Benkhelifa Mohammed	Pr.	Examineur	Université de Mostaganem
Benabdelli Khelloufi	Pr	Examineur	Université de Mascara
Hadjadj Aoul Seghir	Pr	Examineur	Université d'Oran
Benslimane Mohammed	M.C.A	Examineur	Université de Mascara
Lotmani Brahim	Pr	Directeur de thèse	Université de Mostaganem

Année universitaire 2017-2018

Dédicace

Après quelques années ce modeste manuscrit voit enfin le jour.

Je le dédie

A MES TRÈS CHERS PARENTS

Pour votre éducation, vos sacrifices et vos encouragements.

Merci d'avoir été présents à chaque moment de ma vie.

Que Dieu vous apporte santé, bonheur et longue vie.

A MON MARI MOSTEFA

A MES ENFANTS MOHAMED EL ARABI

ET MOHCEN ABDELILLAH

En témoignage de mon amour

Merci d'être présents dans ma vie

*Et que ce manuscrit soit
utile pour tous ceux qui en auront besoin.*

Remerciements

Avant tout, je dois remercier ALLAH qui m'a donné l'envie et la force pour mener à terme ce travail

Au terme de ce travail, il m'est agréable d'exprimer ma profonde reconnaissance à l'égard du Monsieur LOTMANI Brahim Professeur et Doyen à la Faculté des Sciences de la nature et de la vie, pour avoir dirigé avec beaucoup d'enthousiasme mes travaux de recherche. Je le remercie pour ses compétences scientifiques et ses qualités humaines ainsi que pour ses critiques constructives et ses conseils qui m'ont poussé à aller de l'avant et à approfondir mes connaissances scientifiques

Mes remerciements au professeur Djebli. N pour avoir accepté de présider le jury de thèse.

Je tiens également à remercier Monsieur Benkhelifa. M professeur à l'université de Mostaganem, Benabdelli. K professeur à l'université de Mascara, Hadjadj Aoul. S professeur à l'université d'Oran, Benslimane. M maître de conférences à l'université de Mascara qui m'ont fait l'honneur de juger ce travail. Je souhaite leur exprimer ici toute ma gratitude

Je tiens également à exprimer ma profonde reconnaissance à Mr ROMANE. A Professeur à l'université Cadi Ayyad à Marrakech pour son accueil chaleureux au laboratoire pour m'avoir fait les analyses des métaux par spectroscopie d'émission atomique par plasma à couplage inductif. Je le remercie pour son aide et sa collaboration pour la réalisation de ce travail.

Mes remerciements pour toute l'équipe de laboratoire de chimie appliquée et contrôle de qualité à l'université cadi Ayyad pour leurs aides et avec qui j'ai passé des agréables moments.

Mes remerciements vont aux personnels du Laboratoire des analyses du sol INSID à El Matmar (Relizane) pour m'avoir aidé à réaliser quelques analyses physico chimiques

Mes remerciements et ma reconnaissance s'adressent également à tous mes collègues et mes amis pour leurs aides et conseils.

Liste des abréviations

DJA : Dose Journalière Admissible

ANC : Apport Nutritionnel Conseillé

OMS : Organisation mondiale de la santé

ADI : Average Daily Intake=Apport journalier moyen

RfD : Dose de Référence

RfC : Concentration de Référence

DHT : Dose Hebdomadaire Tolérable

EDTA : Acide Ethylène Diamine Tétra acétique

AFNOR : Association Française de Normalisation

ICP-AES : Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectroscopie = Spectrométrie d'Emission Atomique par Plasma à Couplage Inductif

SAA : Spectroscopie d'Absorption Atomique

CET : Centres d'Enfouissement Technique

P.C.B.: Poly Chloro Biphényl

C.F.C.: Chloro Fluoro Carbone

P.C.S : Pouvoir Calorifique Supérieur

P.C.I : Pouvoir Calorifique Inférieur

H : Humidité

T : Tonne

Kg/Hab./J : Kilogramme par Habitant par Jour

MT : Million de Tonne

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

PCT : Poly- ChloroTriphényl

g : Gramme

m : Mètre

ppm : Partie par million

CEC : Capacité d'échange cationique

Lat : Latitude

Long : Longitude

Hec : Hectare

DEM : Direction de l'environnement de Mostaganem

IP : Index de pollution

FCB : Facteur de concentration biologique

CAB : Coefficient d'accumulation biologique

FT : Facteur de transfert

DIM : Daily intake of metals = Apport journalier en métaux

HRI : Health risk indice = Indice de risque sanitaire

BCR : Bureau Communautaire des Références

Liste des tableaux

Tableau 1. Information générale sur les déchets solides en Algérie pour l'année 2012 (Kehila, 2014)	12
Tableau 2. Composition des déchets ménagers en pourcentage dans quelques pays (GTZ, 2003)	14
Tableau 3. Données générales des déchets ménagers en l'Algérie pour l'année 2003 (Metap, 2004).	16
Tableau 4. Contribution de différentes sources à l'enrichissement moyen annuel des terres émergées en métaux lourds (Miquel, 2001).	20
Tableau 5. Flux des éléments trace dans l'environnement (tonne/an).(Bich, 2005)	20
Tableau 6. Différentes normes et références françaises de teneurs totales en métaux lourds dans les sols exprimées en mg/Kg /MS (Baize et <i>al.</i> , 2002).	20
Tableau 7. Affinités métaux lourds-phases porteuses (Fageria, 2002)	25
Tableau 8. Le relief de la région de Mostaganem	38
Tableau 9. Présentation des trois décharges non conventionnelles	40
Tableau 10. Caractéristiques géologiques de l'air d'étude	43
Tableau 11. Caractéristiques géographiques et topographiques des décharges	45
Tableau 12. Caractéristiques des sols à proximité des décharges (Couche de 10 à 40 cm)	51
Tableau 13. Concentrations des métaux majeurs (Oligoéléments) dans les échantillons de sol à proximité des décharges (mg/kg)	52
Tableau 14. Concentrations des métaux lourds totaux et index de pollution dans le sol (mg Kg ⁻¹)	53
Tableau 15. Classification des matériaux en fonction du pourcentage massique en carbonate	60
Tableau 16. Caractéristiques granulométriques des sols (Couche de 10 à 40cm)	66
Tableau 17. Caractéristiques physico chimiques des sols (Couche de 10 à 40 cm)	66
Tableau 18. Les espèces végétales à croissance luxurieuse à proximité des sites de décharges	77
Tableau 19. Valeurs du facteur de transfert (FT) des métaux lourds dans la plante	81
Tableau 20. Valeurs du facteur de transfert (FT) des métaux lourds (Pb, As, Co, Cd) dans les plantes	81
Tableau 21. Les espèces échantillonnées dans les trois parcelles de sols au environ de la décharge d'Essour	101

Tableau 22. Les teneurs moyennes des métaux lourds (mgkg^{-1}) dans le sol contaminé et non contaminé à une profondeur de 10 à 40 cm	104
Tableau 23. Les teneurs moyennes des métaux lourds, Cr, Cu et Zn (mgkg^{-1}) dans les plantes cultivées sur sol contaminé et sur sol non contaminé	105
Tableau 24. Les teneurs moyennes des métaux lourds, Pb et Ni (mgkg^{-1}) dans les plantes cultivées sur le sol contaminé et sur le sol non contaminé	105
Tableau 25. Le facteur de transfert des éléments métalliques du sol vers les espèces végétales	106
Tableau 26. Apport journalier en métaux (DIM) ($\text{mg kg}^{-1}\text{jour}^{-1}$) par la consommation de la végétation étudiées au environ de la décharge	108
Tableau 27. Indice de risque sanitaire (HRI) pour chaque élément métallique causé par la consommation des espèces végétales cultivées dans les sols de jardin contaminé	108

Liste des figures

Figure 1. Composition moyenne des déchets en Algérie (Kehila, 2014)	13
Figure 2. Estimation de l'évolution de la production annuelle des déchets ménagers en Algérie. (Metap, 2004).	13
Figure 3. Sources des Métaux lourds dans les sols. (Klute, 1986)	19
Figure 4. Mobilité des métaux dans le sol (Juste et al, 1995)	24
Figure 5. Localisation géographique de la région de Mostaganem	37
Figure 6. Répartition spatiale des décharges publiques non contrôlées en fonction de l'altitude	41
Figure 7. Répartition spatiale des décharges publiques non contrôlées (étudiées) en fonction de la lithologie	42
Figure 8. Etapes du traitement des sols des trois sites de décharges	46
Figure 9. Opération de quartage. (Pauwels et al, 1992)	47
Figure 10. Localisation de la décharge (▲) non conventionnelle entre la commune de Ainetless et Essour (A) et les parcelles de prélèvement des échantillons de sol (B : vue aérienne google Earth). 1 : Sol1 ; 2 : Sol2 ; 3 :Sol3	57
Figure 11. Schéma du Calcimètre de Bernard	59
Figure 12. Teneurs moyenne (mgkg^{-1}) des métaux lourds au niveau des sols au voisinage de la décharge (couche de 10 à 40cm)	66
Figure 13. Distribution du chrome (%) dans les différentes phases des sols étudiés	68
Figure 14. Distribution du cuivre (%) dans les différentes phases des sols étudiés	68
Figure 15. Distribution du zinc (%) dans les différentes phases des sols étudiés	68
Figure 16. Distribution du plomb (%) dans les différentes phases des sols étudiés	68
Figure 17. Distribution du nickel (%) dans les différentes phases des sols étudiés	69
Figure 18. Distribution des métaux lourds Dans les différentes phases du sol 3 (BCR)	72
Figure 19. Fraction mobilisable(Phytodisponible) des métaux lourds au niveau du sol 3	72
Figure 20. (A, B) .Teneurs moyennes (mg kg^{-1}) des métaux majeurs totaux dans les échantillons des espèces végétales (P1;P2 ; P3 ; P4 ; P5 ; P6 ; P7)	78
Figure 21. (A, B, C) - Teneurs moyennes (mg kg^{-1}) des métaux lourds totaux dans les échantillons des espèces végétales (P1;P2 ; P3 ; P4 ; P5 ; P6 ; P7)	79
Figure 22. (A et B): Pourcentages moyens de germination (A) et d'inhibition de germination (B) des graines de <i>lactuca sativa</i> (La) et du témoin (La Te) durant 7jours de germination	90

- Figure 23.** (C et D): Pourcentages moyens de germination (C) et d'inhibition de germination (D) des graines de *Triticum turgidum* (B1) et du témoin (B1Te) durant 7 jours de germination 91
- Figure 24.** (E et F): Pourcentages moyens de germination (E) et d'inhibition de germination (F) des graines de *Vicia faba* (Fe) et du témoin (Fe Te) durant 7 jours de germination 91
- Figure 25** (A et B). La biomasse moyenne des parties aériennes de *Lactuca sativa* (A) et de *Avena sativa* (B) en test de croissance sur le sol de la décharge (g de matière sèche) S1 : sol 1 ; S2 : sol2 ; S3 : sol3 93
- Figure 26** (C et D) . La biomasse moyenne des parties aériennes de *Solanum lycopersicum* (C) et de *Lolium multiflorum* (D) en test de croissance sur le sol de la décharge (g de matière sèche) après 8 semaines de croissance 93
- Figure 27.** Teneurs moyennes (mg kg^{-1}) des métaux (Cr, Cu, Zn, Pb, Ni) au niveau des parties aériennes des espèces végétales après 8 semaines de croissance en pot de végétation, *L. sativa* (A) ; *S. lycopersicum* (B) ; *L. multiflorum* (C) et *A. sativa* (D). 94
- Figure 28.** Vue aérienne des parcelles (P) d'échantillonnage du sol et des plantes (Commune Essour) 100
- Figure 29.** Vue aérienne des parcelles contrôle (Pc) d'échantillonnage du sol et des plantes (Capivi). 100
- Figure 30.** Les teneurs moyennes des métaux lourds dans les différentes parcelles d'étude 104

TABLE DES MATIÈRES

Résumé

Introduction générale	1
------------------------------------	---

CHAPITRE I. Synthèse bibliographique

Partie I. Les déchets urbains et leur impact sur l'environnement

I. Problématique de gestion des déchets urbains.....	5
II. Notion de déchet.....	6
II.1. Définition.....	6
II.2. Classification des déchets.....	7
II.2.1. Selon leur nature.....	7
II.2.2. Selon le mode de traitement et d'élimination.....	7
II.2.3. Selon le comportement et les effets sur l'environnement.....	8
II.2.4. Selon l'origine.....	8
III. Les déchets ménagers.....	9
III.1. Définition.....	9
III.2. Décharges non conventionnelles « sauvages ».....	9
III.3. Décharge contrôlée.....	10
III.4. Caractères physico-chimiques de déchets ménagers.....	10
III.4.1. La composition.....	10
III.4.2. Densité.....	10
III.4.3. Humidité.....	11
III.4.4. Le pouvoir calorifique.....	11
III.4.5. Rapport Carbone/ Azote.....	11
III.5. Variabilité des différents paramètres.....	12
III.6. Production et gestion.....	12
IV. Impact des décharges publiques sur l'environnement.....	17

Partie II. Métaux lourds et leur impact sur l'environnement

I. Introduction.....	18
II. Définition des métaux lourds.....	18
III. Origine des métaux lourds dans le sol.....	19
III.1. Origine naturelle.....	19
III.2. Origine anthropique.....	19
IV. Mobilité et biodisponibilité des polluants métalliques sols.....	20
IV.1. Constituants des sols impliqués dans la mobilité des éléments métalliques.....	21
IV.2- Phénomène de sorption des éléments métalliques dans les sols.....	25
IV.2.1- La physisorption: une adsorption non spécifique.....	25
IV.2.2 - La chimisorption: une adsorption spécifique.....	25
IV.3. Facteurs modifiant la mobilité des éléments métalliques.....	25
IV.3.1. Le pH.....	25
IV.3.2. Le potentiel redox.....	26
IV.3.3. L'activité biologique.....	26
IV.3.4. La température.....	28
V. Estimation de la mobilité des polluants métalliques.....	28
VI-Tolérance aux métaux lourds chez les végétaux.....	29
VI.1. Les métaux lourds dans la plante.....	30
VI.2. Absorption racinaire.....	30
VI.3. Translocation.....	31
VI.4. Accumulation des éléments métalliques	31
VI.5. Toxicité et tolérance	32
VII. Caractérisation écotoxicologique.....	32
VIII. Caractérisation toxicologique.....	33
IX. Particularités de quelques métaux lourds.....	33
IX.1. Le chrome.....	33
IX.2. Le cuivre.....	34
IX.3. Le zinc.....	34
IX.4. Le plomb.....	35
IX.5. Le nickel.....	35
IX.6. Le cadmium.....	35

CHAPITRE II.

Présentation de la zone d'étude

I. Situation géographique.....	37
II. Le relief	37
III. Le climat.....	38
IV. Hydrologie.....	38
V. Végétation.....	38
VI. Gestion des déchets dans la région de Mostaganem.....	39
VI.I. Caractéristiques des décharges non contrôlées.....	39

CHAPITRE III.

Impact des décharges non contrôlées sur la contamination métallique des sols

I. Introduction.....	44
II. Matériels et méthodes.....	45
II.1. Prélèvement des échantillons de sols.....	46
II.2. Traitement des échantillons de sol.....	46
II.2.1. Quartage.....	47
II.3. Analyses physicochimiques.....	47
II.3.1. pH.....	47
II.3.2. Distribution granulométrique.....	47
II.3.3. Dosage de carbone et matière organique.....	48
II.4. Détermination de la teneur en métaux lourds totaux dans les sols.....	48
II.4.1. Analyse des éléments métalliques mis en solution par attaque acide.....	49
III. Résultats et discussions.....	50
III.1. Les caractéristiques des sols des trois sites étudiés.....	50
III.2. Teneurs des éléments métalliques majeurs dans le sol (sites I, site II, site III).....	51
III.3. Teneurs des métaux lourds totaux dans le sol (site I, site II, site III).....	52
III.4. Index de pollution par les métaux lourds dans les sols.....	53

IV. Conclusion	54
-----------------------------	----

CHAPITRE IV
*Impact des décharges non contrôlées sur la
contamination métallique de la végétation*

Introduction	55
---------------------------	----

**Partie 1. Evaluation de la mobilité et biodisponibilité des métaux lourds dans
les sols contaminés par les décharges publiques**

I. Introduction	56
II-Matériels et méthodes	57
II.1. Prélèvement et traitement des échantillons de sol.....	57
II.2. Analyses physico chimiques.....	58
II.2.1. pH.....	58
II.2.2. La granulométrie.....	58
II.2.3. L'humidité résiduelle.....	58
II.2.4. Détermination de la teneur du carbonate.....	58
II.2.5. La détermination de la capacité d'échange cationique (CEC).....	60
II.2.6. Mesure de la matière organique.....	61
II.2.7. Détermination de la teneur totale en métaux lourds.....	61
II.3. Protocole d'extractions séquentielles (BCR).....	62
II.4. Protocole d'extractions simples.....	62
III. Résultats et discussions	63
III.1. Résultats et discussions des caractéristiques physicochimiques des sols.....	63
III.2. Résultats de la mobilité des métaux lourds.....	66
III.3. Discussions de la mobilité des métaux lourds.....	69
III.4. Résultats de la biodisponibilité des métaux lourds.....	71
III.5. Discussions de la biodisponibilité des métaux lourds.....	72
IV. Conclusion	73

Partie 2. Evaluation des éléments métalliques au niveau de la végétation

I. Introduction	74
II. Matériels et méthodes	75
II.1. Echantillonnage et identification des plantes.....	75
II.2. Minéralisation des échantillons de plantes.....	75
II.3. Analyse des éléments métalliques.....	76
III. Résultats	76
III.1-Teneurs des métaux majeurs et des métaux lourds au niveau de la végétation à croissance luxurieuse.....	76
III.2- Calcul du facteur de transfert (FT).....	80
IV. Discussions	81
V. Conclusion	84

CHAPITRE V

Caractérisation écotoxicologique des sites contaminés et évaluation du risque sanitaire lié à la contamination de la végétation

Introduction	86
Partie 1. Caractérisation écotoxicologique des sols au voisinage de la décharge de "Essour"	
I. Introduction	87
II. Matériels et méthodes	87
II.1. Essai de germination.....	87
II.2. Culture en pot.....	88
II.3. Minéralisation et dosage des éléments métalliques dans les espèces végétales.....	89
III. Résultats	89
III.1. Essai de germination.....	89

III.2. Production de biomasse aérienne.....	91
III.3. Teneurs métalliques dans les plantes cultivées en pot de végétation.....	93
IV. Discussions.....	95
V. Conclusion.....	97

Partie 2. Évaluation du risque sanitaire lié à la contamination de la végétation cultivée au voisinage de " Essour "

I. Introduction.....	99
II. Matériels et méthodes.....	99
II.1. Échantillonnage des plantes et du sol.....	99
II.2.Méthodes.....	101
A. Evaluation du risque sanitaire.....	101
B. Indice de risque sanitaire (HRI).....	102
III. Résultats.....	102
III.1. Evaluation de la pollution métallique au niveau du sol et les plantes.....	102
III.2. Fraction mobilisable des éléments métalliques.....	106
III.3. Evaluation du risque sanitaire (DIM, HRI).....	107
IV. Discussions.....	109
V. Conclusion	112
Conclusion générale	113
Références bibliographiques.....	118
Annexes	

المخلص

تسجل هذه الدراسة في إطار الحماية البيئية وخاصة حماية مواقع التفريغ ودفن النفايات. التلوث بالمواد المعدنية هي إحدى المشاكل الخطيرة على مستوى المناطق المحيطة بالنفايات المتراكمة والمهجورة وانتشار المكبات الفوضوية والعشوائية للنفايات. الهدف من هذه الدراسة هو تقدير تركيز المعادن ودرجة التسمم و التوفر المعدني النباتي على مستوى التربة في المناطق المجاورة للمفرغات العشوائية للنفايات على مستوى منطقة مستغانم (غرب الجزائر) و أيضا تحديد انتقال و امتصاص المعادن الثقيلة على مستوى النباتات الطبيعية والمزروعة على هذه التربة ثم تقييم المخاطر الصحية المرتبطة باستهلاك بعض هذه النباتات من قبل الإنسان.

تمت معايرة المعادن الثقيلة بواسطة تقنية التمدن للمادة النباتية في وسط حمضي قوي و في ظروف حرارية مغلقة وتمت معايرة كمية المعادن الثقيلة بواسطة جهاز التحليل الطيفي بانبعث البلازما ICP و جهاز الامتصاص الذري SAA.

أظهرت النتائج أن معظم العناصر المعدنية على مستوى العينات النباتية و الترابية ذات تراكيز مرتفعة تتجاوز القيم المتفق عليها من طرف الصحة العلمية. تعتبر تربة المناطق النفايات على مستوى مفرغة الصور اكثر تلوثا و هناك تراكم بيولوجي معدني على مستوى الغطاء النباتي مثل

Asparagus officinalis (Cr); *Euphorbia cyparissias* L (Ni); *Marrubium vulgare* (Cu)
Pistachia lentiscus (Zn)

أظهرت تجربة لاستخلاص المتسلسل لتوزيع العناصر المعدنية عبر طبقات التربة بان المادة العضوية تمثل الحيز المفضل لتثبيت العناصر المعدنية المدروسة و تحت التأثير للظروف الفيزيائية والكيميائية و النشاط البيولوجي يمكن لهذه المعادن ان تتحرر و تنتقل إلى النبات تعتبر الاختبارات البيولوجية بواسطة النباتات والنمو النباتي من أهم الطرق لتقييم درجة التسمم الإيكولوجي للملوثات فالنتائج المتحصل عليها أثبتت بأنه لا يوجد تسمم بواسطة المعادن الثقيلة بالنسبة لإنبات ونمو الأنواع النباتية التي تم اختبارها أظهرت النتائج المتعلقة بدراسة المخاطر الصحية المرتبطة باستهلاك النباتات المزروعة في المناطق الملوثة بالنفايات أنها لا تشكل أي خطر على السكان بالنسبة لعنصر الكروم و النحاس و الزنك لان مستويات الاستهلاك اليومي و مؤشر المخاطر الصحية ضعيفة عكس ما هو عليه بالنسبة لعنصر الرصاص و النيكل فقد ترتفع نسبة الخطر بزيادة الاستهلاك اليومي للنباتات التالية

Allium cepa, *Daucus carota et Ficus carica*, *Solanum tuberosum et Vitis vinifera*
الملوثة بالرصاص و *Spinaciaoleracea* , *Mentha spicata* الملوثة بالنيكل

الكلمات المفتاحية النفايات بمستغانم - المعادن الثقيلة - التربة - الانتقال المعدني - النبات مؤشر التسمم

Résumé

Le présent travail est inscrit dans le cadre de la protection de l'environnement plus particulièrement la normalisation des sites de décharges publiques. La contamination par les polluants métalliques constitue l'un des graves problèmes au voisinage des déchets stockés et abandonnés et à l'extension des décharges publiques non conventionnelles.

L'objectif consiste à évaluer la concentration, la toxicité et la phytodisponibilité des éléments métalliques dans les sols à proximité des décharges non contrôlées importantes au niveau de la région de Mostaganem (Ouest de l'Algérie), à déterminer le transfert et l'absorption des métaux lourds par la végétation naturelle et cultivée sur ces sols et à évaluer le risque sanitaire associé à la consommation de certaines plantes par la population humaine. La fraction totale des éléments métalliques majeurs (K, Na, Ca, Al, Fe, Mg, Si, Mn) et les métaux lourds, (Cr, Zn, Cu, Cd, Ni, Pb, As, Co) a été obtenue par minéralisation de la matière végétale par attaque acide en milieu fermé et à chaud et analysée par la technique de la spectroscopie d'émission de Plasma (ICP-AES) et d'absorption atomique (SAA). Les résultats obtenus montrent que pour la plupart des éléments métalliques les concentrations sont importantes dépassant les valeurs tolérables fixées par l'OMS. Le sol de la décharge de Essour est révélé plus contaminé (Index de pollution=7.84) que celui d'El Hchem et de Hassi Memeche. Le transfert des métaux lourds au niveau des espèces à croissance luxurieuse révèle une bio accumulation qui est variable selon l'espèce végétale. L'hyper accumulation a été enregistrée pour Cr, Ni, Cu, Zn chez *Asparagus officinalis* L ; *Euphorbia cyparissias* L ; *Marrubium vulgare* L et *Pistachia lentiscus* L respectivement

A l'issue du protocole d'extraction séquentielle, la répartition des métaux lourds (Cr, Cu, Zn, Pb et Ni) dans les différents compartiments du sol est variable selon le métal. En générale la phase organique présente un site privilégié pour l'ensemble des éléments étudiés. La destruction de cette phase sous l'effet d'une variation des conditions physicochimiques ou de l'activité bactérienne permet la libération de ces métaux d'où leur mobilité et phytodisponibilité.

Les biotests de germination et de croissance des plantes sont considérés comme étant un bon moyen pour estimer la toxicité des polluants au niveau des sols contaminés. Les résultats obtenus montrent qu'il n'y a pas de toxicité des métaux lourds vis-à-vis de la germination et de la croissance des espèces végétales testées.

Le calcul de l'apport journalier (DIM) des éléments métalliques et l'indice de risque (HRI) pour la santé humaine a révélé que la consommation de toutes les espèces végétales étudiées est exempte de risque pour l'adulte pour les éléments métalliques Chrome, Cuivre et zinc. Cependant il existe un risque sur la santé humaine en augmentant l'apport journalier en métaux, liés à la consommation des espèces végétales *Allium cepa*, *Daucus carota* et *Ficus carica*, *Solanum tuberosum* et *Vitis vinifera* contaminées par le plomb et *Spinacia oleracea*, *Mentha spicata* contaminées par le Nickel.

Mots clé: Décharges publiques de Mostaganem ; Métaux lourds; sol; Végétation; Translocation ; Indice de risqu

Abstract

This work is part of the environmental protection program, in particular the normalization of landfill sites. Contamination by metal pollutants is one of the serious problems in the vicinity of stored and abandoned waste and the extension of unconventional landfills.

The objective is to evaluate the concentration, toxicity and phytoavailability of metallic elements in soils in the vicinity of uncontrolled landfills in the Mostaganem region (western Algeria), to determine the transfer and absorption of heavy metals by natural vegetation and grown on these soils and to assess the health risk associated with the consumption of certain plants by the human population. The total fraction of the major metal elements (K, Na, Ca, Al, Fe, Mg, Si, Mn) and the heavy metals (Cr, Zn, Cu, Cd, Ni, Pb, As, Co) were obtained by mineralization of the plant material by acid attack in a closed and hot medium and analyzed by the technique of plasma emission spectroscopy (ICP-AES) and atomic absorption (SAA). The results obtained show that for the majority of the metallic elements the concentrations are significant exceeding the tolerable values. Some values of metallic elements recorded at the soil and vegetation levels in fact exceed largely the critical thresholds set by the WHO. The soil of the Essour dump is revealed to be more contaminated than that of El Hchem and Hassi Memeche (Pollution Index = 7.84). The transfer of heavy metals to the level of luxuriously growing species reveals a bioaccumulation, which varies according to the plant species. The hyperaccumulation was recorded for Cr, Ni, Cu, Zn in *Asparagus officinalis* L; *Euphorbia cyparissias* L; *Marrubium vulgare* L and *Pistachia lentiscus* L respectively.

At the end of the sequential extraction protocol, the distribution of the heavy metals (Cr, Cu, Zn, Pb and Ni) in the various compartments of the soil is variable according to the metal. In general, the organic phase presents a privileged site for all the elements studied. The destruction of this phase under the effect of a change in physicochemical or bacterial activity requirements allows the release of these metals where their mobility and phytoavailability.

The biotests of plant germination and growth are considered a good way to estimate the toxicity of pollutants at contaminated soil. The results obtained show that there is no toxicity of the heavy metals towards the germination and the growth of the plant species tested.

The calculation of the daily intake of metallic elements (DIM) and the risk index for human health (HRI) revealed that the consumption of all the plant species posed no risk to the adult for the metallic elements Chromium, Copper and zinc. However, there is a risk to human health by increasing the daily intake of metals, linked to the consumption of plant species *Allium cepa* L, *Daucus carota* L and *Ficus carica* L, *Solanum tuberosum* L and *Vitis vinifera* L contaminated with lead and *Spinacia oleracea* L, *Mentha spicata* L Contaminated with Nickel.

Keywords: Mostaganem landfills; Heavy metals; ground; Vegetation; Translocation; Risk index.

Introduction générale

Introduction générale

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, et si bien souvent les déchets ne sont nuisibles qu'en raison de leur caractère encombrant ou inesthétique, ils peuvent également être toxiques et causer de graves pollutions. « Un déchet est toute substance ou objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire » (Ademe, 1999).

En Algérie, la pollution, la détérioration du cadre de vie et les atteintes aux écosystèmes sont des réalités tangibles. Plus de 10 millions de tonnes de déchets municipaux solides (DMS) sont générées annuellement en Algérie, selon un rapport de l'Agence nationale des déchets (AND, 2011). L'Algérie a accumulé aussi "un retard" dans la gestion des déchets industriels et spéciaux dangereux (produits phytosanitaires, huiles usagées contenues dans des appareils électriques etc.), elle est ainsi confrontée à la production et au stockage d'une quantité "notable" de déchets industriels avec une production de 2,5 millions de tonnes/an et un stockage de 4,5 millions de tonnes, dont les déchets spéciaux dangereux atteignent les 325.100 tonnes/an. (Nassima, 2011).

Il est à noter que l'ensemble des déchets ne sont pas traités ni valorisés de manière officielle, d'où l'extension des décharges non conventionnelles partout à travers le territoire national. Plus de 3200 décharges non contrôlées "sauvages" ont été dénombrées à travers le territoire national (AND, 2011). Ces décharges occupent une superficie de 150.000 hectares situées le plus souvent sur des terres agricoles ou le long des oueds, elles sont dans un état d'insalubrité très prononcé et constituent un danger permanent pour l'environnement et la santé publique, affirme le MATE (2003)

Les déchets sont générés continuellement en quantité croissante, ils sont hétérogènes et leur composition quantitative et qualitative varie en fonction des facteurs géographique, climatique, économique, racial, social et démographique (Thogersen, 1999), ces variations rendent la définition de la nature des déchets aussi difficile qu'essentielle dans leur gestion.

En Algérie, la problématique de gestion des résidus n'est prise en charge que partiellement, cela est mis en cause de plusieurs facteurs d'ordre technique, organisationnel et éducationnel.

Mostaganem, située dans la région ouest de l'Algérie comporte un nombre important de décharges publiques non conventionnelles (Annexe1) qui sont de l'ordre de 20 décharges dont trois sont classées comme les plus importantes, à savoir, la décharge d'El Hachem de Essour

et de Hassi Mameche localisées respectivement au Nord Est, Sud Est et Nord Ouest, Ces sites représentent un milieu favorable d'une part à la multiplication des vecteurs de transmission tels que les arthropodes (mouches et moustiques), les rongeurs (porteurs de leptospirose, typhus, trichinose etc.) (Laid, 1997) et d'autre part un danger d'ordre microbiologique, car les déchets sont riches en micro-organismes de tout genre (bactérie, virus, champignon, levure). Le stockage et la fermentation favorisent particulièrement le développement d'une flore bactérienne et de champignons, il est possible que certains microorganismes pathogènes persistent dans certains déchets (Zmirou et *al.*, 2003).

Les décharges non contrôlées constituent des foyers de contamination chimique particulière notamment la pollution par les métaux lourds en effet, lors du stockage et sous l'action conjuguée de l'eau de pluie et de la fermentation naturelle, les déchets produisent une fraction liquide appelée lixiviats, riche en polluants organiques et éléments métalliques ainsi que le gaz de combustion lors de l'incinération non contrôlée (à ciel ouvert), les résidus et les cendres contiennent de nombreux composants chimiques présentant des propriétés toxiques, les plus importants sont les métaux lourds (Zmirou et *al.*, 2003). Ces métaux non biodégradables peuvent s'accumuler dans le sol et selon les conditions biogéochimiques passer dans la solution du sol (Mench, 2000). Cette solution riche en éléments nutritifs est absorbée par la plante (Jalil, 1994).

Les métaux lourds, modifient considérablement la composition floristique de site ne permettant l'installation que d'un nombre limité d'espèces car les éléments métalliques à forte concentration dans le sol agissent comme un facteur de stress qui entraîne une modification de la réaction physiologique dont le terme « sensibilité ». Les effets du stress peuvent aller jusqu'à la mort de la plante

Par opposition, le terme résistance fait référence à la réaction de la plante qui lui permet de survivre face au stress métallique et d'assurer sa descendance (Levitt, 1980) ce type de plante tolère les fortes teneurs en métaux grâce aux stratégies d'adaptation tels que la détoxification, l'immobilisation et l'absorption d'où l'accumulation de ces métaux.

Les décharges de résidus domestiques, industrielles 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 impliqués dans de nombreuses pathologies (atteintes du système nerveux central, du foie, des reins, mais aussi cancers et malformations embryonnaires (Adriano, 2001 ; Abrahams, 2002)

Face aux problèmes posés par la pollution métallique sur les écosystèmes aquatiques et terrestres suite à l'extension et à la dispersion des déchets urbains dans des lieux d'enfouissement non contrôlés pendant plusieurs années, la prise de conscience grandissante au sujet de la protection de l'environnement et de la gestion des déchets demeure une nécessité afin d'assurer et garder un environnement sain et par conséquent pour la population locale vivant au voisinage de ces sites. C'est dans cette perspective que s'inscrit cette étude qui vise l'objectif de caractériser la contamination par les métaux lourds due à l'installation des décharges publiques sauvages sur les différents compartiments de l'environnement notamment la végétation afin de déterminer l'impact de ces décharges sur la qualité des sols et de la végétation et d'en évaluer le risque potentiel sur la santé des populations humaines

Peu de travaux se sont intéressés à la problématique des décharges non contrôlées comme source de la contamination métallique de la chaîne trophique. Des études d'impact ont été réalisées sur les caractéristiques physicochimiques et microbiologiques des décharges (Mahdi, 2007 ; Chadli, 2014), sur la qualité du lixiviat et la pollution des nappes hydriques (Khatabi, 2002 ; Chofqi, 2004 ; Guermoud, 2009), ainsi que la contamination des sols par les métaux lourds (Kouam, 2006)

Ce mémoire est composé de cinq chapitres :

- * Le premier chapitre présente une synthèse bibliographique sur les déchets urbains et décharges publiques non contrôlées et leurs impacts en général. Il se focalise d'avantage sur la contamination des sols et des végétaux par les éléments métalliques et risques de toxicité chez l'homme.
- * Le second chapitre est consacré à la présentation de la wilaya de Mostaganem, et les décharges publiques non contrôlées
- * Le troisième chapitre porte sur l'impact des décharges non conventionnelles sur la contamination des sols, il traite les analyses physicochimiques et l'évaluation de la pollution par les métaux lourds au niveau des sols à proximité des trois décharges non conventionnelles les plus importantes dans la région de Mostaganem.
- * Le quatrième chapitre porte sur l'impact des décharges sur la contamination métallique de la végétation, ce chapitre comporte deux parties :

Partie 1 : Evaluation de la mobilité et biodisponibilité des métaux lourds dans les sols contaminés par les décharges publiques Cette partie du travail traite :

- ✓ L'évaluation de la mobilité des métaux lourds dans les sols par la technique d'extraction séquentielle, cela nous permet d'identifier la mobilité probable des métaux lourds dans le sol

✓ L'évaluation de la biodisponibilité des métaux lourds par les méthodes d'extractions simples afin de déterminer la fraction phytodisponible

Partie 2 : Evaluation des éléments métalliques au niveau de la végétation.

Cette partie de travail consiste premièrement à l'identification des espèces végétales présentes dans les sites contaminés ensuite à une quantification des éléments métalliques totaux au niveau des organes végétatifs ainsi qu'à la détermination des espèces accumulatrices et hyperaccumulatrices vis à vis des métaux lourds

* Cinquième chapitre porte sur l'étude de caractérisation écotoxicologique et évaluation du risque sanitaire lié à la végétation contaminée car il est important de prédire la contamination métallique probable de la chaîne trophique. Ce chapitre est composé de deux parties :

Partie 1 : Evaluation de l'écotoxicité des métaux lourds par les méthodes des biotests qui consistent à déterminer le degré d'inhibition de la germination de quelques espèces végétales utilisées comme organisme test et évaluer la phytotoxicité et phytodisponibilité des métaux lourds par le dispositif de croissance en mesurant la biomasse.

Partie 2 : Évaluation des risques de toxicité par les métaux lourds liés à la consommation des végétaux contaminés par les métaux lourds chez l'homme.

Il est à noter que dans notre étude, les chapitres (3, 4 et 5) sont constitués d'une introduction, matériels et méthodes, résultats, discussion et conclusion.

CHAPITRE I.
Synthèse Bibliographique

Partie I.

Les déchets urbains et leurs impacts sur l'environnement

Partie I

Les déchets urbains et leurs impacts sur l'environnement

I. Problématique de gestion des déchets urbains

Le choix de l'industrialisation comme modèle de développement économique et social dans notre pays durant les trois dernières décennies n'a pas tenu compte des impératifs de protection du citoyen et de son environnement.

La rapidité avec laquelle la densité de la population a augmenté ainsi que l'amélioration du niveau de vie, produisent une augmentation permanente des déchets urbains en quantité et en qualité.

La forte urbanisation, le gaspillage par abandon, l'introduction sur le marché de nouveaux produits non biodégradables tels que les plastiques ainsi que le faible taux de récupération en sont les principales causes.

Dans les pays industrialisés, la gestion constitue déjà une activité économique très importante et convoitée cependant en Algérie, la problématique des résidus n'est pas encore prise en charge. Les difficultés actuelles peuvent être attribuées à des facteurs multiformes d'ordre organisationnel, technique, éducationnel et à un manque d'information et de sensibilisation (Girod *et al.*, 1982 ; MATE, 2003)

Environ 80% des déchets municipaux solides sont déversés dans les décharges, 15% mis dans des centres d'enfouissement technique (CET) et seulement 4 à 5% sont recyclés (Nassima, 2011). Selon l'AND, "de réels handicaps et obstacles empêchent la gestion des déchets de s'articuler dans les meilleures conditions d'harmonie et de cohérence. Il s'agit notamment de l'hétérogénéité de l'intervention des différents acteurs qui évoluent en rangs dispersés usant de procédés, de techniques et de comportements antinomiques entraînant des dysfonctions et des déséquilibres à tous les niveaux

La disponibilité des données sur la caractérisation des déchets générés à l'état brut et leur mise à jour périodique en fonction de l'évolution des modes de vie est considérée comme le premier pas dans une gestion efficace et durable des déchets.

En Algérie, ces données doivent concerner particulièrement les ordures ménagères qui représentent la plus grande fraction des déchets urbains et doivent permettre aux responsables locaux :

- ✓ d'évaluer la quantité de déchets ménagers générés au niveau des ménages

- ✓ d'identifier les spécificités des déchets en fonction des caractéristiques des populations
- ✓ d'évaluer les potentialités économiques et d'élaborer des programmes de valorisation permettant de réduire les coûts de la collecte et le transport vers les décharges tout en réduisant les quantités grâce au tri à la source.

- ✓ d'assurer l'intercommunalité pour la réalisation des décharges contrôlées
- ✓ d'optimiser le choix des modes de gestion
- ✓ de prendre en compte l'évolution de la composante déchets dans la planification de l'urbanisation future

- ✓ de responsabiliser à tous les niveaux les producteurs de déchets, les collectivités locales

II. Notion de déchet

II.1. Définition

La notion de déchets peut être définie de différentes manières selon le domaine et l'intérêt d'étude et parfois l'origine et l'état du déchet.

Parmi les nombreuses définitions existantes, nous pouvons mentionner celles qui nous paraissent les plus intéressantes :

- Le déchet est un résidu abandonné par son propriétaire, car inutilisable, sale ou encombrant.

- Est considéré comme déchet, tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement, tout meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon et qui sont de nature à produire des effets nocifs sur le sol, la flore et la faune, à dégrader les sites ou les paysages, à polluer l'air ou les eaux, à engendrer des bruits ou des odeurs et d'une façon générale à porter atteinte à la santé de l'homme et à l'environnement (Loi n °1-19 du 12décembre 2001) (JORA , 2001)

- Les déchets sont des résidus de l'emploi de matières solides qui peuvent être putrescibles ou non putrescibles.

- Les déchets sont des matières normalement solides ou semi-solides résultant des activités humaines et animales qui sont indésirables ou dangereuses

La Loi N°01-19 du 12/12/2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets arrête (officiellement) les définitions des différents types de déchets comme suit :

Déchets : tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation et plus généralement toute substance, ou produit et tout bien meuble dont le propriétaire ou le détenteur se défait, projette de se défaire, ou dont il a l'obligation de se défaire ou de

l'éliminer.

Déchets ménagers et assimilés : tous déchets issus des ménages ainsi que les déchets similaires provenant des activités industrielles, commerciales, artisanales et autres qui, par leur nature et leur composition, sont assimilables aux déchets ménagers.

Déchets encombrants : tous déchets issus des ménages qui en raison de leurs caractères volumineux ne peuvent être collectés dans les mêmes conditions que les déchets ménagers et assimilés.

Déchets spéciaux : tous déchets issus des activités industrielles, agricoles, de soins, de services et toutes autres activités qui, en raison de leur nature et de la composition des matières qu'ils contiennent, ne peuvent être collectés, transportés et traités dans les mêmes conditions que les déchets ménagers et assimilés et les déchets inertes. »

Déchets spéciaux dangereux : tous déchets spéciaux qui, par leurs constituants ou par les caractéristiques des matières nocives qu'ils contiennent, sont susceptibles de nuire à la santé publique et/ou à l'environnement.

Déchets d'activité de soins : tous déchets issus des activités de diagnostic, de suivi et de traitement préventif ou curatif, dans les domaines de la médecine humaine et vétérinaire.

Déchets inertes : tous déchets provenant notamment de l'exploitation des carrières, des mines, des travaux de démolition, de construction ou de rénovation, qui ne subissent aucune modification physique, chimique ou biologique lors de leur mise en décharge

II.2. Classification des déchets

II.2.1. Selon leur nature

La classification des déchets d'après leur nature aboutit à trois catégories essentielles : Déchets solides, Déchets liquides et Déchets gazeux.

II.2.2. Selon le mode de traitement et d'élimination

Professionnels et chercheurs s'accordent à regrouper les déchets solides en quatre grandes familles:

- Les déchets inertes : Généralement constitués d'éléments minéraux stables ou inertes au sens de leur incompatibilité avec l'environnement et qui proviennent de certaines activités d'extraction minières ou de déblais de démolition (terre, gravats, sables, stériles, etc.)
- Les déchets banals : Cette catégorie regroupe essentiellement des déchets constitués de papiers, plastique, cartons, bois produit par des activités industrielles ou commerciales et déchets ménagers
- Les déchets spéciaux : Ils peuvent contenir des éléments polluants et sont spécifiquement issus de l'activité industrielle (boues de peintures ou d'hydroxyde métallique

condres d'incinération, etc.). Certains déchets sont aussi dits spéciaux lorsque leur production importante sur un même site entraîne des effets préjudiciables pour le milieu naturel (mâchefers des centrales thermiques, phosphogypse, ainsi que certains déchets provenant des laboratoires universitaires et hospitaliers...etc.).

- Les déchets dangereux : Issus de la famille des déchets spéciaux, ils contiennent des quantités de substances toxiques potentiellement plus importantes et présentent de ce fait beaucoup plus de risques pour le milieu naturel (poussières d'aciéries, rejets organiques complexes, bains de traitement de surface contenant soit du chrome, cyanure ou une forte acidité, les matériaux souillés par les P.C.B. , les déchets de C.F.C. et mercuriels.

II.2.3. Selon le comportement et les effets sur l'environnement

A ce titre on distingue :

- Les déchets inertes : Pouvant être différenciés suivant leur caractère plus ou moins encombrant, en débris plus ou moins volumineux jusqu'aux carcasses d'automobiles, chars, avions, bus,...etc.

- Les déchets fermentescibles : Principalement constitués par la matière organique, animale ou végétale à différents stades de fermentation aérobies ou anaérobies

- Les déchets toxiques : Poisons chimiques ou radioactifs qui sont générés soit par des industries, soit par des laboratoires ou tout simplement par des particuliers qui se débarrassent avec leurs ordures de certains résidus qui devraient être récupérés séparément (ex . : flacons de médicaments, seringues, piles et autres gadgets électroniques ...etc.)

II.2.4. Selon l'origine

Deux (02) grandes classes de déchets solides : Déchets industriels et Déchets urbains.

- Les déchets industriels : Hormis les résidus assimilables aux ordures ménagères, tant par leur nature que par leur volume modeste, on distingue dans cette classe :

- Les déchets inertes : Provenant de chantiers de construction, transformation des combustibles et de l'énergie (gravats, cendre, ...etc.), métallurgie (scorie, laitiers, mâchefers, ...etc.).

- Les déchets des industries agricoles et alimentaires

- Les déchets pouvant contenir des substances toxiques par des industries variables (ex. : ateliers artisanaux, galvanoplastie, chromage, miroiterie,...etc.).

- Les déchets radioactifs

Le transport et la destruction des déchets industriels posent des problèmes particuliers dont la solution consentie ou imposée devra être à la charge des industries polluantes avec si besoin une aide appropriée des gouvernements

- Les déchets urbains : A partir de la notion « d'ordure ménagère », vocable par lequel on a longtemps désigné les résidus des ménages correspondant, de par leur origine et leur nature, à une certaine limitation en quantité et en dimensions, on a été conduit du fait de l'évolution du niveau de vie répercuté par les caractéristiques quantitatives et qualitatives des déchets, à passer à la notion plus générale de résidus ou déchets urbains

III. Les déchets ménagers

III.1. Définition

La grande majorité des services chargés de la gestion des déchets des différents pays définissent les ordures ménagères comme un ensemble de résidus hétérogènes dans lesquelles on trouve:

- Les détritiques de toute nature générés par les ménages (déchets de nourriture, de préparation de repas, balayures, textile, journaux etc.).
- Les déchets de bureaux, commerces, industries et administrations, déchets des cours et jardins dans la mesure où ces déchets peuvent prendre place dans une limite à fixer, dans les récipients individuels ou collectifs aux fins d'enlèvement par les services municipaux;
- Les crottins, fumier, feuilles mortes, bois résidu du nettoyage et du balayage de la voirie, jardins, parcs, etc., rassemblés aux fins d'évacuation.
- Les détritiques de foires, Souks et marchés, etc. ...
- Les résidus des collectivités (cantines, écoles, casernes, hospices, prisons ... etc.), ainsi que les résidus des hôpitaux ayant un caractère ménager que l'on rassemble dans des récipients appropriés.
- Tout objet abandonné sur la voie publique, ainsi que les cadavres des petits animaux. déchets industriels à caractère artisanale, petite industrie du bois, panneaux, papier carton, artisanat textile, industrie agroalimentaire, etc.).

Remarque : Cette définition des déchets ménagers insiste sur le fait que les résidus doivent être rassemblés, que leur encombrement ne doit pas excéder une certaine limite, et qu'ils doivent être stockables dans des récipients appropriés au système de collecte en vigueur

III.2. Décharges non conventionnelles « sauvages »

Les décharges « sauvages » sont des sites de stockage non contrôlés, situés généralement à proximité des habitations, ce stockage aléatoire est la source de nuisances telles que les odeurs, la présence d'insectes, les incendies et la contamination des eaux de surface et des nappes souterraines voisines, ce qui met en danger toutes les personnes vivant à proximité. (Gaidi, 2002).

En plus, les décharges non contrôlées présentent également d'autres inconvénients :

- Baisse de rendement dans les champs agricoles environnants
- Mauvaise visibilité provoquée par la propagation de fumées
- Gêne à l'odeur
- Destruction du paysage

Il convient de souligner que ces nuisances ne sont pas dues à la présence des décharges, mais plutôt :

- au fait que des décharges ne sont pas de type d'exploitation contrôlée
- à l'utilisation d'équipements souvent défectueux
- à l'absence d'infrastructures de valorisation et de récupération. (Debieche, 2007).

III.3. Décharge contrôlée

La décharge contrôlée, ou encore Centre d'Enfouissement Technique (CET), est établie en réponse à certaines préoccupations liées à l'expérience du passé sur les décharges sauvages ou non contrôlées, elle a pour but :

- la récupération des effluents gazeux et aqueux
- la sélection des déchets admis,
- le contrôle et la surveillance des exploitations,
- le bon choix des sites de confinement, qui doit assurer la pérennité du système pendant plusieurs dizaines d'années correspondant à la lente évolution de déchets.

III.4. Caractères physico-chimiques de déchets ménagers

III.4.1. La composition

Il est important de connaître la composition des déchets ménagers pour permettre, entre autre, un meilleur choix de matériel de collecte et une évaluation des gisements en matériaux récupérables, dans l'hypothèse d'une collecte sélective.

D'une ville (ou même d'un quartier) à l'autre, la composition des déchets ménagers peut être sensiblement différente

III.4.2. Densité

La densité met en évidence la relation qui existe entre la masse des déchets ménagers et le volume qu'elles occupent. Sa connaissance est essentielle pour le choix comme les ordures ménagères sont essentiellement compressibles, leur densité varie au cours des différentes manipulations auxquelles elles sont soumises.

Remarque : En règle générale, la densité en poubelle est d'autant moins grande que les ordures proviennent de quartiers où le standard de vie est plus élevé.

III.4.3. Humidité

Les déchets ménagers renferment une quantité d'eau, qui est celle contenue dans leur composants, la teneur globale en eau est essentiellement fonction des proportions respectives des composants, ainsi que des saisons et de l'origine géographique et sociale des populations qui en sont la source.

Pour des ordures fraîches et stockées à l'abri des intempéries, l'humidité varie entre :

- (35 - 40) % : Europe, avec un maximum. en été et un minimum. en hiver;
- (60 – 62) % : pour une grande ville Algérienne
- (65 - 70) % et plus : Pour les pays tropicaux

Pour les ordures non protégées, donc exposées aux intempéries, l'humidité des déchets ménagers peut atteindre des valeurs extrêmes

III.4.4. Le pouvoir calorifique

En matière de déchets ménagers considérés comme combustibles, on utilise soit:

Le pouvoir calorifique supérieur (P.C.S.) : qui prend en compte la chaleur de vaporisation de de l'eau contenue dans les déchets ménagers pendant la combustion.

Le pouvoir calorifique inférieur (P.C.I.) : qui ne tient pas compte de la chaleur de vaporisation de cette eau pendant la combustion. C'est ce dernier (le P.C.I.) qui est d'usage dans les pays méditerranéens.

En règle générale, le P.C.I. est inversement proportionnel à l'humidité.

Les déchets ménagers n'ont jamais été un bon combustible, mais lorsqu'elles contiennent plus de 50% d'humidité, elles sont réellement impropres à l'incinération et c'est là le cas des déchets ménagers en Algérie.

Donc la connaissance des deux paramètres (P.C.I. et H%) sont étroitement liés et leur connaissance est essentielle pour le choix du mode de traitement (incinération ou compostage)

Exemples

P.C.I < 1500 K cal. : Incinération non recommandable

H ≥ 50 % : Incinération non recommandable

45 % < H < 70 % : Bon compostage (cas des ordures Algériennes)

III.4.5. Rapport Carbone/ Azote (C/N)

Ce paramètre mesure la qualité des ordures ménagères pour leur valorisation en tant qu'amendements organiques, c'est à dire qu'il permet d'apprécier aussi bien l'aptitude des ordures ménagères au compostage que la qualité du compost obtenu.

Un compost est valable à partir du rapport C/N < 35 au départ de la fermentation aérobie et

contrôlée et en obtenant un rapport de $18 \leq C/N \leq 20$ en fin de fermentation, pour le cas de l'Algérie le C/N dépasse rarement 15.

III.5. Variabilité des différents paramètres

Les déchets urbains, en général et les déchets ménagers en particulier, sont sujets à des variations plus ou moins importantes mais toujours sensibles aussi bien dans les quantités générées que dans la nature et les proportions de leurs composants.

Tous les paramètres physico-chimiques sont fonctions des divers facteurs, à savoir, les facteurs socio-économique situation géographique et conditions climat

III.6. Production et gestion

Avant 2010, en plus des 8,5 Millions de tonnes de déchets municipaux produits annuellement, l'Algérie a produit 700 000 T/an de déchets industriels banals et 300 000 T/an de déchets dangereux. Les activités de soins sont à l'origine de 125 000 T/an.

Sous le triple effet de la croissance démographique, économique et du niveau de vie, la production des déchets ménagers est en constante augmentation. Le taux de génération des déchets ménagers varie de 0,5 à 1 Kg/Hab./J, soit en moyenne 0,85 Kg/Hab./J. Avec un taux de croissance estimé à 2%, la production a atteint en 2010 une moyenne de 1 Kg/Hab./J.

En l'absence de données statistiques fiables, l'évolution future de la quantité globale des déchets générés par les ménages ne peut être qu'estimée. Elle suit en principe l'évolution démographique, comme illustrée en tableau (1) et en figure(1). (Kehila, 2014)

Tableau 1. Information générale sur les déchets solides en Algérie pour l'année 2012 (Kehila, 2014)

Déchets solides	Informations
Population:	37,5 millions d'habitants
Quantité Déchets Municipaux Générés:	10,3 millions tonnes
Production des déchets ménagers:	
- Milieu urbain	0,8 kg/j/h
- Milieu rural	0,6 kg/j/h
Taux Annuelle de Croissance DMS:	3 %
Génération des Déchets d'Activités:	30 000 T/an
Génération des déchets industriels:	2 550 000 T/an
	y compris déchets industriels banals
Déchets spéciaux (dangereux)	330 000 T/an
Génération des déchets verts:	130 000 T/an
Génération des déchets de marchés:	96000 T/an
Déchets de Démolition/Construction:	11 M T/an

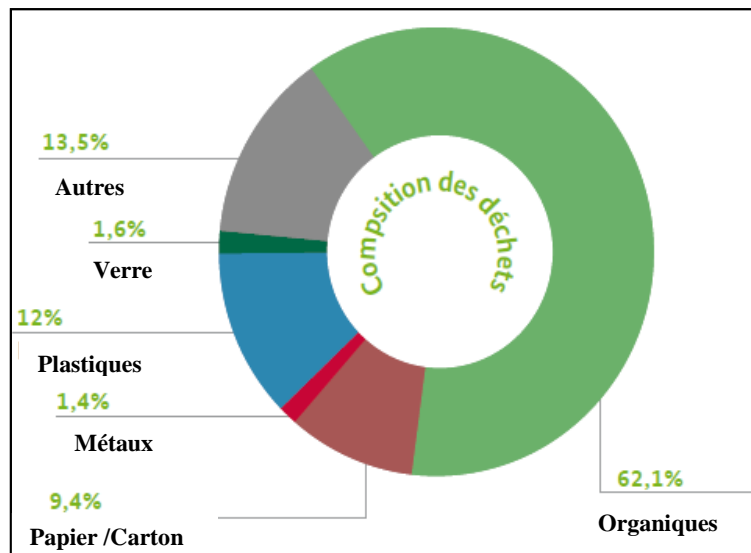


Figure 1. Composition moyenne des déchets en Algérie (Kehila, 2014)

En 2015, si on atteint un taux de recyclage/récupération/valorisation de 10 %, la quantité à mettre en décharge s'élèvera au-delà de 10 MT. (METAP, 2004).

La production annuelle des déchets ménagers atteindra environ 12,5MT en 2025 (Figure 2).

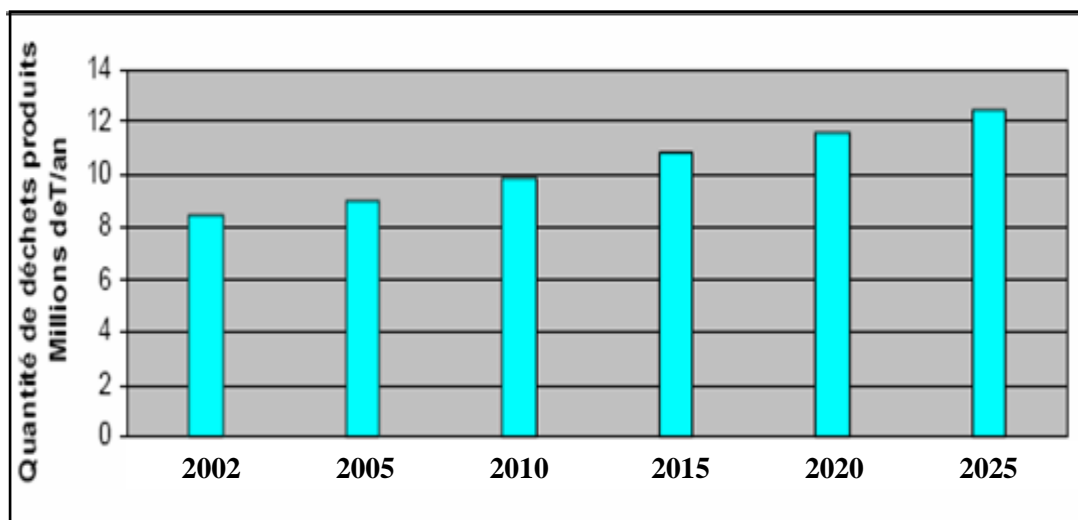


Figure 2. Estimation de l'évolution de la production annuelle des déchets ménagers en Algérie. (METAP, 2004).

Tableau 2. Composition des déchets ménagers en pourcentage dans quelques pays (GTZ, 2003)

Type de matières	Algérie	Allemagne	Egypte	Etats-Unis	France	Japon	Maroc	Tunisie
Matières organiques	67	35	60	23,8	28,9	30	70	70
Matières minérales	1	12	/	/	/	/	/	4
Textiles	4	3	4,7	/	5,7	/	/	4,2
Plastique	7,3	10	1,5	10	11	10	2,5	8
Verre	2,2	1	2,5	5,9	13,1	13	1	2,2
Carton/ Papier	16	20	13	25,3	25,3	40	18	13
Métaux	4	3	3	7,7	4,1	7	5,6	3
Autres	13	5	15,3	15	/	/	2,9	3

Il relève de la gestion des déchets toute opération relative à la collecte, le transport, la valorisation et l'élimination des déchets, y compris la surveillance de ces opérations ainsi que la surveillance des sites des décharges après leur fermeture.

L'Algérie élimine ses déchets par le moyen le plus classique, à savoir la mise en décharge. En effet l'exploitation de ses décharges n'obéit à aucune règle d'hygiène et de protection de l'environnement. L'absence d'infrastructure de valorisation et de récupération des déchets a donné une dimension supplémentaire au problème.

La situation des décharges en Algérie est dramatique. En effet, l'enquête réalisée par les services du ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement a fait ressortir environ 3200 décharges sauvages implantées sur le territoire national occupant une superficie de 150.000 hectares.

Actuellement, il n'existe qu'une seule décharge contrôlée à Alger qui est gérée par une entreprise publique à caractère industriel et commercial. Cette même entreprise gère la collecte et le transport de plusieurs communes d'Alger. Dans 22 autres grandes villes les travaux d'aménagement de décharges contrôlées sont en cours. En attendant que les CET deviennent opérationnels, les déchets produits à ce jour continuent d'être déversés dans les décharges publiques et traditionnelles sans précautions particulières.

On note par ailleurs qu'il y a aussi une évolution dans la composition des déchets ménagers, en ce sens que la fraction emballage (papier, carton, plastiques, etc.) est de plus en plus importante dans les déchets générés. Cette tendance constitue un atout supplémentaire

pour la mise en place et l'encouragement des activités de récupération/valorisation (Tableau 3) (METAP, 2004).

La gestion des déchets solides urbains obéit à plusieurs principes qui sont retenus dans le cadre d'une gestion intégrée et durable :

- la production des déchets doit être réduite dans les limites économiques acceptables
- la récupération et la valorisation des déchets doivent être pratiquées dans les limites de la rentabilité
- les déchets qui ne peuvent pas être évités ni récupérés sans coût prohibitif doivent être éliminés de façon à ne pas causer de nuisance à l'environnement ;
- Parmi les méthodes existantes pour éliminer les déchets, on doit choisir la moins nocive à l'environnement ;
- toute élimination de déchets bruts qui risque de dégrader le milieu naturel doit être évitée si possible par un prétraitement avant décharge.

Tableau 3. Données générales des déchets ménagers en l'Algérie pour l'année 2003 (METAP, 2004).

Population	31,5 Millions Croissance/an : 1,43% Urbain: 61%, Rural: 39% Densité au Nord: 300 habitant/Km ² Densité territoire national: 13 habitant/Km ²
PIB/Hab	PIB/hab.: \$ US 1760 (année 2002)
Déchets municipaux	8,5 Millions de tonnes (année 2002)
Composition des déchets	Organique 67 –73 % Papier 7 –12 % Plastique 2,5 –7 % Verre 1 % Métal 2 % Reste 11 –13 % - Composition variable selon les régions et les études faites. - La part en papier/carton serait actuellement de plus de 12 %
Quantités et Types de déchets produits	plus des 8,5 millions de tonnes de déchets municipaux, environ: - Déchets industriels banals (DIB) : 700000 Tonnes/an - Déchets industriels spéciaux: 300.000 Tonnes/an, - Déchets d'activités de soins: 125000 Tonnes/an
Taux de génération	Rural : 0,6 Kg/jour Urbain : 0,9 Kg/jour (Alger: 1 kg/jour)
Taux de collecte (%)	Rural 65 % Urbain 92 %
Gestion des déchets (%)	Compostage 1 % Recyclage 2% Décharge contrôlée 0,2% N.B. 22 décharges contrôlées est en cours de réalisation; Une décharge déjà opérationnelle Décharge publique ou communale non contrôlée : 40 % (avec clôture, gardiennage et dans quelques cas recouvrement par la terre) Décharge sauvage: 58%
Taux de croissance /an	2 %

IV. Impact des décharges publiques sur l'environnement

La prolifération des décharges non conventionnelles a posé un véritable problème de dégradation de l'environnement, leurs impacts se résument comme suit:

➤ sur l'air, par le dégagement gazeux: gêne par les odeurs; intoxications; explosions (méthane/air)

➤ sur le sol, lors de la migration des polluants par ruissellement et infiltration : atteinte à l'esthétique du paysage; intoxication par la chaîne alimentaire par les polluants bioaccumulateurs (métaux lourds, dioxine etc.); odeurs, intoxications, explosions; dégradation des ouvrages souterrains (corrosion des bétons et/ou joints de parois moulées etc.);

➤ sur les eaux souterraines et cours d'eau, par infiltration ou ruissellement de lixiviations et contamination par les polluants dissous ou en suspension : intoxication par la chaîne alimentaire (métaux lourds, dioxine etc.); dégradation des installations de pompage des eaux.

Parmi ces polluants on peut citer:

* Polluants inorganiques : As: Arsenic; Ba: Barium; Cd: Cadmium; Co: Cobalt; Cr: Chrome; Cu: Cuivre; Hg: Mercure; Mo: Molybdène; Ni: Nickel; Pb: Plomb; Se: Sélénium; Zn: Zinc;

* polluants organiques : HAP (Hydrocarbures aromatiques polycycliques) (PCB) polychlorobiphényle et (PCT) (poly- chlorotriphényle) (MATE, 2004 ; LDK-ECO ,2006).

L'organisation mondiale de la santé (OMS), considère que la santé publique dépend de plusieurs facteurs, dont la qualité de l'environnement, plus particulièrement de la teneur en polluants du sol, de l'eau de l'air. Des enquêtes faites entre 1994 et 1995 par le secteur de la santé montre que l'Algérie présente à la fois les priorités des pays développés (maladie cardio-vasculaire, cancer, diabète) et celles des pays en développement (maladie infectieuses, endémiques et récurrentes, affection périnatales).

Partie II.

*Métaux lourds et leurs impacts sur
l'environnement*

Partie II.

Métaux lourds et leurs impacts sur l'environnement

I. Introduction

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.

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.

Ces activités induisent des modifications du sol et dans certains cas une production de sols fortement anthropisés (Barles et *al.*, 1999; Wong et *al.*, 2006).

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).

II. Définition des métaux lourds

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

D'un point de vue physique, le terme «métaux lourds» désigne les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes, 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

* **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). Certains peuvent devenir toxiques lorsque la concentration dépasse un certain seuil. C'est le cas de Cu, de Ni, de Zn, de Fe. Par exemple, le Zn, à la concentration du millimolaire, est un oligo-élément qui intervient dans de nombreuses réactions enzymatiques (déshydrogénases, protéinase, peptidase) et joue un rôle important dans le métabolisme des protéines, des glucides et des lipides (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

* **Les métaux toxiques** : ont un caractère polluant avec des effets toxiques pour les

organismes vivants même à faible concentration. Ils n'ont aucun effet bénéfique connu pour la cellule. C'est le cas de Pb, Hg et Cd.

Le terme métaux lourds, «heavy metals», implique aussi une notion de toxicité.

Le terme «éléments traces métalliques» est aussi utilisé pour décrire ces mêmes éléments, car ils se retrouvent souvent en très faible quantité dans l'environnement (Baker et Walker, 1990)

III. Origine des métaux lourds dans le sol

La présence des métaux lourds dans les sols peut être naturelle ou anthropogénique (figure 3)

III.1. 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.

III.2. Origine anthropique

Cependant, la source majeure de contamination est d'origine anthropique (Klute, 1986). (Figure 3). Au cours des dernières décennies, 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 (tableaux 4 et 5).

Les teneurs en métaux lourds dans des sols de France, néerlandaises, européenne et du monde, pouvant servir de valeurs de références sont classées dans le tableau 6.

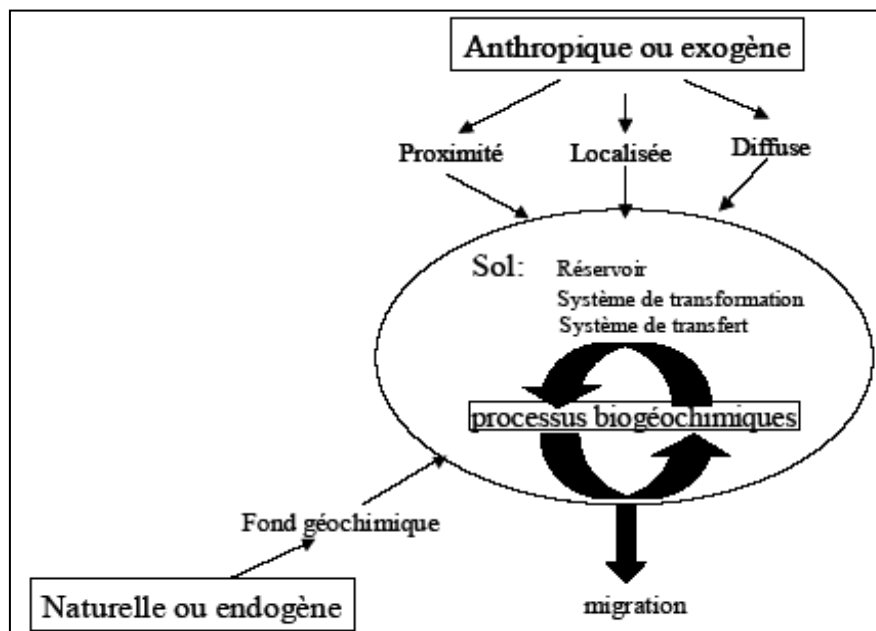


Figure 3. Sources des Métaux lourds dans les sols. (Klute, 1986)

Tableau 4. Contribution de différentes sources à l'enrichissement moyen annuel des terres émergées en métaux lourds (Miquel, 2001).

	Cuivre	Zinc	Cadmium	Plomb
Total (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 5. Flux des éléments trace dans l'environnement (tonne/an). (Bich, 2005)

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

Tableau 6. Différentes normes et références françaises de teneurs totales en métaux lourds dans les sols exprimées en mg/Kg /MS (Baize et al., 2002).

	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		

IV. Mobilité et biodisponibilité des polluants métalliques dans les sols

De nombreuses recherches, dans le domaine de l'écotoxicité des métaux lourds, s'accordent sur le fait que le risque résulte non pas des concentrations totales relevées dans les

sols pollués, mais de leur fraction biodisponible (Ademe, 2001 ; Adriano, 2001 ; Van Straalen, 2002 ; Janssen et *al.*, 2003 ; Scheifler et *al.*, 2003). La mobilité des espèces chimiques métalliques peut être définie par leur aptitude à être transférées vers des compartiments du sol où elles sont moins énergiquement retenues, le compartiment ultime étant la phase liquide représentée par la solution du sol. C'est cette dernière qui constitue le réservoir principal d'alimentation pour les plantes (McLaughlin et *al.*, 2000 ; Kabata-Pendias et Pendias, 2001). La biodisponibilité d'un élément en trace est son aptitude à passer d'un compartiment quelconque du sol dans un être vivant (microorganisme, végétal, animal, ou Homme) (Baize, 1997; Selim et Kingery, 2003).

Les processus de transferts entre la phase solide et la phase liquide sont multiples ; ils dépendent fortement de la nature de la liaison entre les métaux et la phase solide, appelée également phase porteuse ou phase de rétention, ainsi que des conditions physico-chimiques régnant dans le sol. Il convient alors de traiter séparément ces aspects pour expliquer la mobilité des métaux lourds.

IV.1. Constituants des sols impliqués dans la mobilité des éléments métalliques

Les minéraux des sols sont hérités de la roche mère sous-jacente. On distingue les minéraux primaires, hérités sans modification de la roche mère, et les minéraux secondaires, issus de la pédogénèse par des phénomènes d'altération physico-chimiques, mais aussi biologiques. Aux constituants minéraux vient s'ajouter une fraction organique héritée de l'activité biologique. L'ensemble de ces éléments forme la phase de rétention des métaux, en équilibre dynamique avec la solution du sol.

➤ Minéraux primaires

Les minéraux primaires des sols sont hérités de la roche mère, d'une part grâce aux processus de désagrégation mécanique, souvent d'origine climatique comme par exemple la succession gel/dégel, d'autre part en raison de leur résistance aux processus d'altération chimique en vigueur dans les conditions environnantes. La structure de la plupart de ces minéraux et leur taille importante ne leur confèrent que de très faibles propriétés réactives vis-à-vis des métaux lourds (Kabata-Pendias et Pendias, 2001 ; Lespagnol, 2003). Lorsque les processus d'altération se poursuivent, ils peuvent être la source des minéraux secondaires (Duchauffour, 1995).

➤ Minéraux secondaires

Les minéraux créés durant la pédogénèse sont essentiellement des argiles, des hydroxydes de fer (Fe), d'aluminium (Al) et de manganèse (Mn), des carbonates, des sulfates et des phosphates. Issus directement ou indirectement des minéraux primaires de la roche mère, ils

sont de très petite taille et considérés comme les principaux constituants minéralogiques des sols ayant un rôle dans la rétention des éléments métalliques.

a) Argiles

Les argiles présentent surtout deux caractéristiques essentielles qui en font des minéraux diversement réactifs. D'une part, les argiles ont une structure formée d'une superposition de feuillets (phyllosilicate) qui leur confère une surface spécifique interne très variée (de $0 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ pour la kaolinite à $750 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ pour des vermiculites ou des smectites). Cette surface interne vient s'ajouter à une surface externe importante liée à leur très petite taille et à leur morphologie (de moins de $1 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ pour les vermiculites à $50 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ pour les smectites). D'autre part, les argiles se caractérisent par une surface électrique non neutre, qui détermine leurs capacités d'échanges ioniques. Ces minéraux portent en fait deux types de charge. La première, de signe négatif, est structurelle et non modifiable. Elle est liée aux substitutions des minéraux (Al^{3+} - Si^{4+} ou Mg^{2+} , Fe^{2+} - Al^{3+}) dans les feuillets de l'argile. La deuxième charge est une charge de surface variable en fonction du pH du milieu. Elle est liée aux réactions chimiques qui se produisent à la surface des minéraux. Pour un pH bas, les ions H^+ majoritaires se lient à l'argile plus que les OH^- . Il en résulte une charge globalement positive et l'argile se caractérise par une capacité d'échange anionique. Pour un pH élevé, les ions OH^- dominants conduisent au phénomène inverse, et l'argile développe une capacité d'échange cationique (CEC). A l'équilibre, point isoélectrique, la capacité d'échange de l'argile devient nulle. La capacité d'échange cationique (CEC) mesure la capacité d'une argile à échanger des cations. Elle varie de $10 \text{ meq} / 100\text{g}$ à $200 \text{ meq} / 100\text{g}$ respectivement pour les chlorites et les vermiculites (Peaver et Eslinger, 1988 ; Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Dans la grande majorité des cas, la charge globalement négative associée à une surface de contact importante confère aux argiles une forte réactivité vis-à-vis des métaux.

b) Oxydes et hydroxydes

Les hydroxydes de fer et d'aluminium, sous forme amorphe ou cristalline, sont des constituants communs dans les sols naturels. Les (hydr) oxydes de fer sont les plus abondants ($\text{Fe}_2 \text{O}_3$: hématite et maghémite ; FeOOH : goethite et lepidocrocite et $\text{Fe}_2 \text{O}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$: ferrihydrite).

Les (hydr)oxydes d'aluminium ($\text{Al}(\text{OH})_3$: gibbsite ; AlOOH : boehmite) sont relativement moins fréquents. Enfin, les (hydr)oxydes de manganèse, relativement mal définis car de structure minérale complexe, sont généralement minoritaires dans les sols naturels.

Comme les argiles, la réactivité des (hydr) oxydes de fer et d'aluminium provient de leur importante surface spécifique et de la charge de surface, variable avec le pH du milieu

(Kabata-Pendias et Pendias, 2001). En effet, suivant les conditions physico-chimiques, ils présentent des charges de surface variables permettant d'adsorber les anions et les cations par des liaisons de haut niveau d'énergie. Le point isoélectrique des (hydr)oxydes de fer et d'aluminium se situe entre pH 7 et pH 9 selon les espèces. Les (hydr) oxydes de manganèse possèdent des propriétés différentes des oxydes de fer et d'aluminium (Sigg *et al.*, 2000). Contrairement aux autres (hydr)oxydes, leur point isoélectrique se situe entre pH 5 et pH 7, ce qui fait d'eux des fixateurs des métaux dans les sols naturels. Ils jouent en conséquence un rôle prépondérant dans la sorption des ions métalliques (Blanchard, 2000).

En outre, les (hydr) oxydes peuvent précipiter en piégeant les métaux à l'intérieur des mailles cristallines, permettant ainsi la fixation de métaux en quantité supérieure à leur CEC. Cette cristallisation peut avoir lieu sous l'influence de microorganismes de genres différents tels que *Thiobacillus* ou encore *Metallogenium* (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

c) Les carbonates, phosphates, sulfates, sulfures, chlorures et arséniate

La forme prédominante des carbonates ($R^{2+}CO_3^{2-}$; R= Ca, Mg, Fe mais aussi beaucoup de métaux divalents présents dans les sols pollués tels que Pb, Zn, Cu, etc.) dans la plupart des sols est la calcite ($CaCO_3$). Assez soluble, cette espèce a une influence majeure sur le pH des sols, et par conséquent sur les phénomènes de sorption des métaux. En outre, les réactions de dissolution/précipitation des carbonates favorisent le piégeage des ions métalliques au sein des cristaux formés (Blanchard, 2000).

Les phosphates (groupement PO_4^{3-}) sont des minéraux peu abondants dans les sols, mais présentent la particularité de substitution du Ca par des éléments métalliques divalents (*e.g.* Pb, Zn, Cu) comme les carbonates, en particulier dans des sols à tendance basique (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Les sulfates (généralement de la forme $R^{2+} SO_4^{2-}$) et les arséniate (minéraux d'arsenic As^+ comprenant le groupement AsO_4^{3-}), les sulfures (souvent $R^{2+}S^{2-}$), les arséniures (minéraux d' As^{3+}) et les chlorures (principalement $R^{2+} Cl^{2-}$) sont des espèces présentes en quantité généralement négligeable dans la plupart des sols, mais qui peuvent être abondantes en contexte industriel ou minier. Les couples sulfate-sulfure et arséniate-arséniure sont très sensibles aux conditions d'oxydoréduction du milieu, et les microorganismes peuvent jouer un rôle essentiel à cet égard. En condition anoxique, la réduction du sulfate en sulfure est fréquente, et inversement, l'oxydation de certains sulfures est rapide lorsque la saturation en oxygène est atteinte. Les solubilités des formes réduites et oxydées d'un élément chimique donné lorsqu'elles existent peuvent être très différentes, rendant les cations métalliques plus ou moins disponibles. Or ceux-ci sont facilement assimilables par les plantes, et ils

représentent une voie privilégiée de contamination de la chaîne alimentaire.

La spéciation des éléments chimiques dans les phases solides et liquides du sol est donc un critère déterminant dans leur disponibilité pour les plantes.

➤ Matière organique

La matière organique désigne différents types de composés carbonés et azotés. Elle est principalement issue de l'activité biologique des végétaux et des animaux et de leurs produits de décomposition, mais peut également avoir une origine anthropique : composts, boues, pesticides, hydrocarbures. Elle se compose de deux fractions. D'une part, la fraction vivante constituée par des micro-organismes, la rhizosphère des végétaux supérieurs, des petits animaux (exemple : vers de terre). Elle participe largement aux modifications de certains facteurs pédologiques comme le potentiel redox ou le pH (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). D'autre part, la fraction morte formée par les débris végétaux et animaux plus ou moins décomposés en humus. Elle est représentée par diverses molécules plus complexes et moins bien définies, de masses moléculaires très différentes. Ainsi, on retrouve les cires, les lipides, les protéines, les peptides, les acides organiques, les acides aminés ou encore les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP),... (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Ces composés s'associent entre eux pour former les substances humiques (humine, acides humiques, acides fulviques) piégeant différents éléments. La matière organique est donc un facteur clef dans les échanges ioniques et dans les cycles géochimiques des éléments métalliques.

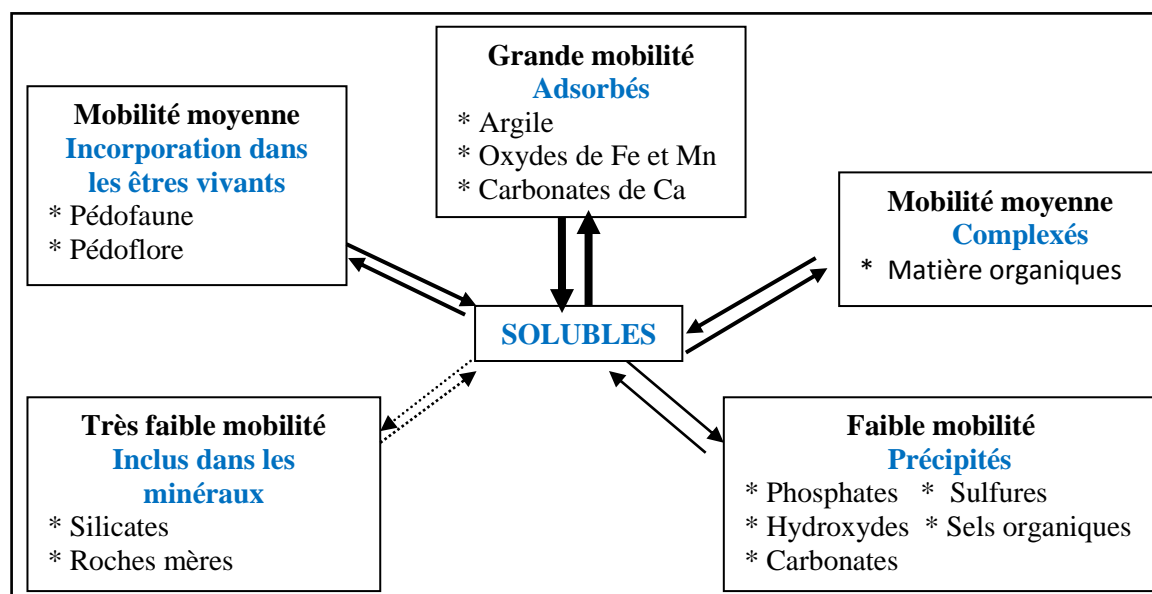


Figure 4. Mobilité des métaux dans le sol (Juste et *al.*, 1995)

IV.2. Phénomène de sorption des éléments métalliques dans les sols

IV.2.1. La physisorption: une adsorption non spécifique

L'adsorption non spécifique résulte des forces électrostatiques entre atomes portant des charges de signe différent. L'énergie de liaison est faible. Par conséquent, les éléments métalliques adsorbés sont facilement mobilisables en cas de changements physico-chimiques du milieu (Espiau, 1994)

IV.2.2. La chimisorption: une adsorption spécifique

L'adsorption spécifique fait intervenir une liaison chimique forte, sans molécule d'eau interposée entre le groupe fonctionnel et la surface de l'ion adsorbé. Les éléments métalliques seront moins susceptibles d'être mobilisés. On parle dans ce cas de complexe de sphère interne (Espiau, 1994). La forte affinité des composants organiques du sol pour les métaux est principalement due à la présence de nombreux groupements réactifs susceptibles de former des complexes est résumé dans le tableau 7.

Tableau 7. Affinités métaux lourds-phases porteuses (Fageria, 2002)

Métaux lourds	Affinités
Cd	Argiles
Co	Fe –MnOOH
Cu	MO > Fe –MnOOH >> argiles
Mn	Fe –MnOOH
Ni	FeOOH, kaolinite
Pb	FeOOH > carbonates > MO > silicates]
Zn	FeOOH, carbonates

IV.3. Facteurs modifiant la mobilité des éléments métalliques

IV.3.1. Le pH

Le pH constitue un facteur dont le rôle est crucial pour la mobilité des ions métalliques, car il influence le nombre de charges négatives pouvant être mises en solution (McLaughlin, et *al.*, 2000). Les protons proviennent majoritairement de la respiration végétale et microbienne, ainsi que de l'oxydation des sulfures. A l'inverse, ils sont consommés par l'hydrolyse des minéraux altérables. D'une façon générale, lorsque le pH augmente, les cations sont moins solubles et les anions sont plus solubles (Deneux-Mustin et *al.*, 2003).

De plus, l'augmentation de pH induit souvent la formation d'espèces chimiques sous forme de précipitées qui peuvent limiter la solubilité et la biodisponibilité de toutes les espèces ioniques (Grybos et *al.*, 2007). Cependant, elle entraîne également la dissolution de matières organiques et la formation consécutive de complexes organométalliques plus solubles (Davranche et *al.*, 2003). Les variations de pH ont donc des conséquences complexes et parfois contraires sur la mobilité des métaux lourds, en particulier en présence de ligands organiques et inorganiques (Kashem et Singh, 2001 ; Davranche et *al.*, 2003)

IV.3.2. Le potentiel redox

Le potentiel redox (Eh) permet de caractériser les échanges d'électrons entre les espèces chimiques. Ainsi, les formes oxydées prédominent pour un potentiel redox élevé, alors que les faibles valeurs favorisent l'apparition d'espèces réduites. Le Cr^{+3} peut ainsi subir une oxydation directe en Cr^{+6} , plus mobile et plus toxique. De plus, la modification du degré d'oxydation des ligands ou des éléments se liant avec le métal influence indirectement la solubilité des métaux lourds. En conditions réductrices, les sulfates sont réduits en sulfures qui piègent volontiers les éléments calcophiles tels que Fe, Zn, Pb, Cd (Deneux-Mustin et *al.*, 2003). D'autre part, la dissolution des (hydro)oxydes est favorisée entraînant de manière opposée la solubilisation des métaux associés (Chaignon, 2001).

Bien que l'influence des conditions oxydoréductrices du sol semble très importante au regard de la mobilité des éléments métalliques, il n'en demeure pas moins que ce facteur apparaît souvent comme secondaire par rapport au pH. En effet, pour un sol donné l'Eh varie en fonction inverse du pH, il augmente quand le pH diminue (Deneux-Mustin et *al.*, 2003), en conséquence de quoi l'influence des conditions oxydoréductrices apparaît souvent comme secondaire par rapport au pH. De plus, il est relativement difficile d'interpréter les valeurs obtenues. En raison du nombre important des couples redox et de la cinétique des réactions (Lespagnol, 2003), l'influence du potentiel redox est souvent difficile à comprendre.

IV.3.3. L'activité biologique

La compréhension globale des phénomènes biologiques jouant sur la solubilité des métaux lourds dans les sols est rendue difficile par la multiplicité des actions et interactions à tous les niveaux. Les végétaux, et les microorganismes ayant une influence sur l'ensemble du milieu aux échelles de temps et d'espace considérés.

Parmi les microorganismes on retrouve de nombreuses populations bactériennes et fongiques dont les activités métaboliques influencent la mobilité des métaux lourds. Cependant, beaucoup de ces phénomènes sont également communs aux plantes. Les principaux phénomènes d'action sur la mobilité des polluants métalliques sont la solubilisation ,

l'insolubilisation et la volatilisation

➤ La solubilisation provient de la production de composés acides tels que les acides carboxyliques, phénoliques, aliphatiques, nitrique et sulfurique. Certaines bactéries chimiolithotrophes (*Thiobacillus*, *Leptospirillum*, *Galionella*) oxydent les formes réduites du fer et du soufre contenues dans les sulfures et produisent de l'acide sulfurique, susceptible de dissoudre les silicates, les phosphates, les oxydes et les sulfures, libérant ainsi les métaux lourds. Les champignons et les racines des plantes excrètent eux aussi des acides afin d'augmenter leur absorption de nutriments, ou tout simplement comme déchets métaboliques (Deneux-Mustin et *al.*, 2003). Cette acidification favorise aussi la mobilité des autres éléments qui ne sont pas indispensables pour le métabolisme végétal. D'autre part plusieurs autres molécules organiques, capables de complexer spécifiquement certains éléments en solution, peuvent être également libérées en cas de carence nutritive. Parmi ces agents complexants, les sidérophores, composés organiques de faible masse moléculaire, produits par les bactéries et les champignons mais aussi par les plantes. Ces molécules favorisent les déplacements d'éléments métalliques et un transfert diffusif se fait jusqu'aux plantes dans lesquelles ils s'accumulent (Manceau et *al.*, 2002 a).

➤ L'insolubilisation constitue le phénomène opposé. Bien que le phénomène de détoxification externe des métaux lourds par des exsudats racinaires n'ait jamais été démontré (Baker et Walker, 1990), certains acides organiques de faible masse moléculaire, comme les acides oxalique, citrique ou fumarique qui interviennent dans la complexation intracellulaire d'éléments nutritifs, peuvent être sécrétés dans le milieu extérieur. Ils limiteraient ainsi les transferts par des processus de complexations. Différents mécanismes peuvent intervenir pour réduire la solubilité des métaux par le biais des microorganismes à savoir la biosorption, la bioaccumulation, et la précipitation.

Le phénomène de biosorption s'explique par la réactivité des parois bactériennes est essentiellement due aux groupements carboxyliques du peptidoglycane et aux groupements phosphates de l'acide téichoïque et téichuronique (Boularbah et *al.*, 1992 ; Volesky et Holan, 1995). Pour les champignons, la mélanine, la chitine et le chitosan seraient responsables de la plus grande partie de l'adsorption des métaux par leurs groupements phosphates et carboxylates (Volesky et Holan, 1995). Les biofilms bactériens sont d'une manière générale plus résistante aux métaux du fait de la surproduction d'EPS (exopolysaccharides) qui piègent les métaux par adsorption, en particulier chez *Pseudomonas aeruginosa* (Teitzel et Parsek, 2003).

La bioaccumulation consiste en un piégeage des métaux dans la cellule par des composés similaires aux métallothionéines ou aux phytochélatines (Rauser, 1995).

Par contre, la précipitation des métaux se produit par réduction des sulfates en sulfures et entraîne une précipitation des métaux par les bactéries sulfato-réductrices ou par sécrétion d'oxalate, phosphates et carbonates (Gadd, 2004).

➤ La volatilisation repose sur l'action directe de certains micro-organismes sur le degré d'oxydation de l'espèce métallique. C'est le cas du Hg, de As et du Se. La biométhylation permet le transfert de groupements méthyle directement aux atomes, Pb, Sn (étain), As, Sb (antimoine) et Se, permettant leur volatilisation dans l'atmosphère.

IV.3.4. La température

La température du sol dépend en premier lieu de la météorologie, et donc du climat, mais elle est également liée à l'activité biologique et influence rétroactivement la formation de complexes avec des ligands inorganiques, en modifiant l'activité de l'élément en solution (Deneux- Mustin et *al.*, 2003). La température a un impact direct sur la mobilité des éléments métalliques en déplaçant les équilibres des réactions de dissolution - précipitation et co-précipitation, et un impact indirect, en modifiant la teneur en eau du sol, le pH ou le potentiel redox (Eh).

V. Estimation de la mobilité des polluants métalliques

La quantification de la mobilité des polluants métalliques a nécessité la mise en place de modèles mathématiques simplifiés des interactions entre les métaux et les constituants du sol. Toutefois, ces modèles d'isothermes (Langmuir, Freundlich, linéaire...) et/ou cinétiques de sorption/désorption s'avèrent être basés sur des hypothèses trop simplifiées ou parfois irréelles, et ne permettent pas de rendre compte de tous les phénomènes recensés. Afin de compléter cette approche, il est possible de recourir à des tests d'extractions chimiques permettant d'estimer la mobilité des polluants métalliques. Ils reposent sur l'utilisation d'agents chimiques pour isoler et extraire les métaux associés à certaines phases identifiées du sol (Beckett, 1989). Cette extraction est ensuite suivie de la mesure dans la solution de la concentration des métaux extraits. Ces tests sont particulièrement utilisés dans des approches d'analyse de risque ou de transfert vers la chaîne alimentaire (Leleyter et Baraud, 2005 ; Quevauviller et *al.*, 1996 ; Gupta et *al.*, 1996). Il existe principalement deux types d'extraction :

*** L'extraction spécifique**

ciblant spécifiquement une fraction du sol (Ure, 1996), repose sur l'utilisation d'un seul extractant, qui peut être de l'eau, un solvant organique (éthanol), un sel neutre (KCl, MgCl₂,

Ca(NO₃)₂, KNO₃...), un acide faible (acétate, oxalate), un agent complexant (EDTA, DTPA) ou encore un acide fort peu concentré (HCl, HNO₃) (Beckett, 1989 ; McLaughlin et *al.*, 2000).

* L'extraction séquentielle

Fait appel à plusieurs agents chimiques (généralement de trois à huit), utilisés enchaînant les extractions sur un même échantillon (de façon séquentielle) pour déterminer le fractionnement, encore appelé spéciation, des éléments métalliques au sein des principaux constituants des sols. Depuis les travaux de Tessier portant sur les sédiments de rivières (Tessier et *al.*, 1979), on sépare généralement les éléments en cinq fractions : échangeables, liés aux carbonates, liés aux hydroxydes, liés à la matière organique et les résiduels, piégés dans les silicates. Mais le schéma d'extraction séquentielle de Tessier s'avère souvent inapproprié et un nombre d'auteurs ont repris ce protocole en modifiant parfois la liste des agents chimiques utilisés (Li et Thornton, 2001). Les limites majeures des extractions séquentielles sont premièrement le fait que pour certaines phases spécifiques, les réactifs ne sont pas toujours sélectifs et peuvent attaquer plusieurs phases et non une seule et deuxièmement la possibilité de la redistribution des métaux solubilisés durant la procédure d'extraction.

Tout comme les modèles mathématiques, l'utilisation d'extractants chimiques peut être remise en cause. Outre leur manque de spécificité, ils sont susceptibles de provoquer une redistribution des éléments chimiques entre les différentes phases porteuses dans le sol, et ils n'évitent donc pas totalement la re-fixation d'une partie des éléments mis en solution (Beckett, 1989 ; Ure, 1996). Cependant, l'utilisation d'une batterie de tests physico-chimiques et biologiques reste le meilleur moyen pour prévoir la biodisponibilité des éléments

VI. Tolérance aux métaux lourds chez les végétaux

Certains éléments métalliques sont essentiels aux organismes vivants à de faibles concentrations. Mais, ils agissent à de fortes concentrations comme un facteur de stress qui entraîne une modification de la réaction physiologique. Le terme « **sensibilité** » décrit les effets du stress, qui peuvent aller jusqu'à la mort de la plante. Par opposition, le terme « **résistance** » fait référence à la réaction de la plante qui lui permet de survivre face au stress métallique et d'assurer sa descendance (Levitt, 1980). Deux stratégies principales sont impliquées dans ce phénomène de résistance :

- **la stratégie d'évitement** par laquelle les plantes se protègent du stress métallique en limitant leur absorption

- **la stratégie de tolérance** (synonyme de résistance) qui fait référence aux réactions permettant de limiter les effets néfastes des métaux dans l'organisme.

VI.1. Les métaux lourds dans la plante

Parmi l'ensemble des métaux lourds, une vingtaine d'entre eux sont indispensables aux processus physiologiques majeurs, en particulier la respiration, la photosynthèse ou l'assimilation des macronutriments (*e.g.* azote, soufre) (Kabata-Pendias and Pendias, 2001). Un nombre de ces métaux, Cu, Zn, Ni, Fe, Co, Se et Ba sont aussi impliqués au niveau de processus moléculaires tels que le contrôle de l'expression des gènes ; la biosynthèse des protéines, des acides nucléiques, des substances de croissance, de la chlorophylle et des métabolites secondaires ; le métabolisme lipidique ou la tolérance au stress (Rengel, 1999). En outre, certains éléments trace peuvent se présenter sous différents états d'oxydation (*e.g.* $\text{Cu}^{2+} + \text{e}^- + \text{Cu}^+$). Ils jouent ainsi un rôle d'accepteurs ou de donneurs d'électrons, très important dans les multiples systèmes enzymatiques mettant en jeu des réactions d'oxydoréduction (Chaignon, 2001). Pour autant, les métaux lourds n'ont pas tous une fonction connue à ce jour dans le métabolisme de la plante, et malgré la grande diversité des besoins et des niveaux de tolérance aux métaux lourds chez les plantes, certains restent considérés comme des poisons cellulaires pour lesquels les doses admissibles sont très faibles. On retrouve parmi les plus toxiques, Hg, Cr, Ni, Pb et Cd (Kabata-Pendias and Pendias, 2001).

VI.2. Absorption racinaire

La voie principale d'absorption des métaux se fait par simple diffusion au travers de l'apoplaste du cortex racinaire et de l'endoderme (voie apoplastique). Le transport des éléments métalliques à travers la paroi cellulaire se fait passivement (non métabolique et donc dans le sens du gradient de concentration) par les pores du réseau de la cellulose, de l'hémicellulose et des glycoprotéines. Cependant, une partie des ions peut être adsorbés par les charges négatives de surface de l'acide polygalacturonique des pectines, qui agissent comme des échangeurs d'ions (Briat et Lebrun, 1999). Puis au niveau de l'endoderme, le transport peut devenir actif au niveau de la membrane plasmique des cellules de la bande de Caspary (voie symplastique), autorisant cette fois un transfert contre le gradient de concentration. Cependant, les mécanismes exacts de l'absorption sont encore mal connus, en particulier pour certains éléments comme le Cu (Greger, 1999 ; Chaignon, 2001), et diffèrent selon l'espèce métallique. On considère de nos jours que le plomb et le nickel sont absorbés passivement via certaines protéines de type porine, alors que le zinc et le cuivre sont absorbés

activement par une protéine de transport sélective, nécessitant de l'énergie (Kabata-Pendias and Pendias, 2001).

Par ailleurs, bien que le transport actif soit en principe spécifique, certains cations toxiques (Cs (césium), Cd, Pb ou Cr) sont des compétiteurs potentiels vis-à-vis des cations essentiels. Par exemple, le cadmium semble être un compétiteur connu du calcium en empruntant les canaux calciques membranaires (Sanita di Toppi and Gabbrielli., 1999)

Une partie des métaux apoplastiques peut donc rejoindre la voie symplastique puis le xylème par les plasmodesmes.

VI.3. Translocation

Après leur absorption, le transport des éléments dans le xylème de la plante vers les parties aériennes, appelé « translocation », peut nécessiter ou non la prise en charge des éléments par des agents complexants, tels que les acides organiques, les acides aminés et divers peptides : le fer est pris en charge par le citrate ; le zinc peut être transporté par un complexe anionique (Alloway, 1995) ; la majorité du cuivre et une partie du nickel sont chélatés par un acide polyaminopolycarboxylique encore non identifié chez la tomate (Foy et *al.*, 1978) ; le cadmium est transporté sous forme libre (Greger, 1999).

Chez certaines espèces la translocation d'éléments toxiques est plus importante que chez d'autres, pouvant conduire à une accumulation des métaux dans les feuilles et les autres parties aériennes, sans que l'on sache avec rigueur si elle est due à un transport plus actif ou une absence d'immobilisation dans les racines (Foy et *al.*, 1978).

Le transport des éléments toxiques par le phloème est moins évident du fait que les cellules qui le constituent sont vivantes et forment un piège supplémentaire (Greger, 1999). Toutefois, chez certaines plantes, la nicotianamine, dérivée de la méthionine, pourrait être responsable du transport des métaux, Fe, Cu, Zn et Mn, dans la sève du phloème (Briat et Lebrun, 1999).

VI.4. Accumulation des éléments métalliques

Certaines plantes accumulent des quantités inhabituelles d'éléments métalliques; 100 mg/kg de matière sèche pour le Cd, 1000 mg/kg pour le Ni, le Cu, le Co ainsi que 10 000 mg/kg pour le Zn et le Mn. Ces espèces sont alors qualifiées de plante « hyperaccumulatrice » (*e.g* *Alyssum bertolonii*, *Sebertia acuminata*, *Silene cobalticola*, *Thlaspi caerulescens*, *Brassica napus*, *Pteris vittata*) (Brooks, 1998).

Dans la cellule, les métaux ayant pénétré dans le cytoplasme sont pris en charge par diverses molécules afin de les stocker ou d'éviter tout dommage cellulaire.

VI.5. Toxicité et tolérance

Le premier effet des métaux lourds observable chez les végétaux est une inhibition de la croissance. Celle-ci s'accompagne très souvent de nombreux autres indices de dysfonctionnement : chlorose foliaire, importantes lésions nécrotiques, jaunissement progressif, repliement ou dessèchement du feuillage... A l'heure actuelle, les bases moléculaires de ces perturbations sont encore mal connues, mais on admet généralement qu'elles résultent d'un stress oxydatif, dû à la production d'espèces réactives de l'oxygène ou « Réactive Oxygen Species » (ROS). Les ROS altèrent toute une série de substrats biologiques importants, avec comme conséquence la modification des domaines fonctionnels des biomolécules : inhibition de l'activité enzymatique, perturbation du métabolisme végétal (notamment la photosynthèse et la respiration), oxydation de protéines, altération des membranes cellulaires via l'induction de phénomènes de peroxydation lipidique, apparition de cassures au sein de l'ADN, pouvant conduire à la mort cellulaire (Dietz et *al.*, 1999 ; Cheng, 2003).

Pour éviter ces inconvénients, des systèmes de stockage ou de détoxification des métaux accumulés ont été sélectionnés chez certains végétaux. D'efficacité variée selon les espèces, il semble à l'heure actuelle que trois mécanismes, encore mal compris, soient largement prépondérants : la modification de la perméabilité membranaire, qui permet de réduire l'entrée des métaux dans la cellule, le système antioxydant, qui limite les dégâts des espèces réactives de l'oxygène et la chélation intracellulaire, qui empêche l'activité de l'ion métallique.

VII. Caractérisation écotoxicologique

Les biotests utilisés pour l'étude de la toxicité des polluants métalliques dans l'environnement sont variables en fonction de l'organisme. Selon Kong et *al.* (1995), les tests peuvent être classés en deux catégories : a) Tests basés sur des organismes eucaryotiques : poissons invertébrés, protozoaires et algues ; b) Tests utilisant des micro-organismes ou des enzymes.

Les biotests utilisant les plantes sont considérés comme étant un bon moyen pour estimer la toxicité des polluants. Ces tests permettent de recréer totalement un système métal-sol-plante. Ainsi le ray-grass, le maïs, le radis, le haricot ou la tomate sont couramment utilisés comme plantes-tests. Leurs réponses aux métaux contenus dans le sol (signe de phytotoxicité, altération du métabolisme, teneur en métal des parties consommées) permettent alors d'estimer le risque de contamination de la chaîne alimentaire (Kong et *al.*, 1995). Les essais d'inhibition de la germination et de la croissance des semences par les substances polluantes

(organiques et métalliques) ont été normalisés et ils sont largement utilisés pour l'évaluation de la toxicité globale des sols, des sédiments et des eaux (NF X 31-201, NF X 31-202).

V.III.Caractérisation toxicologique

La caractérisation toxicologique sert principalement à déterminer les doses de contaminants pour lesquelles des effets néfastes sur la santé humaine sont susceptibles de survenir. Elle vise à établir une relation dose-réponse pour des contaminants, c'est-à-dire la relation entre la dose d'exposition, la dose absorbée ou la dose biologiquement effective d'un contaminant et la réponse toxique chez l'être humain en termes de gravité et d'incidence. Elle consiste à élaborer des valeurs de référence pour les substances non cancérigènes ainsi que les valeurs correspondant au risque de développer un cancer..

Les valeurs de référence correspondent aux doses de contaminants auxquelles un individu peut être exposé sans risque de subir des effets toxiques autres que le cancer. Pour les substances présentant des effets cancérigènes, les estimateurs de risque élaborés sont des coefficients de cancérogénicité. Les valeurs (USEPA, 2006) de référence et les estimateurs de risque cancérigène peuvent être basés sur des études toxicologiques animales ou des études épidémiologiques menées chez l'humain.

Sur le plan sanitaire, ces valeurs sont pondérées par des facteurs numériques qui traduisent diverses incertitudes liées à l'extrapolation de l'animal à l'Homme, variations interspécifiques et intraspécifiques (Bourrelier et Berthelin, 1998). Elles portent différentes appellations selon leur origine. La France adopte la Dose Journalière Admissible (DJA) ou la Dose Hebdomadaire Tolérable (DHT), ainsi que l'Apport Nutritionnel Conseillés (ANC). L'OMS établit ses recommandations sur le calcul de l'ADI (Average Daily Intake=Apport journalier moyen). Aux Etats-Unis, l'USEPA, dont les paramètres sont adoptés dans plusieurs pays européens, a établi des RfD (Dose de référence) pour les expositions par voie orale et des RfC (Concentration de référence) pour les expositions par voie respiratoire.

IX. Particularités de quelques métaux lourds

IX.1. Le chrome

Selon le pH et le potentiel redox du sol, le chrome peut exister sous forme anionique ou cationique, sous forme trivalente (Cr^{3+} et CrO_2^-) ou hexavalente ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ et CrO_4^{2-}). Le chrome hexavalent, qui est essentiellement issu des activités industrielles, est en grande partie réduit en Cr^{3+} notamment pour des pH inférieurs à 5 et en présence d'agents réducteurs comme le soufre et la matière organique.

Le chrome hexavalent non réduit peut se maintenir à l'état anionique mobile ou s'adsorber sur les oxydes de fer

Le chrome trivalent, plus stable, prédomine sous forme organométallique soluble ou, plus généralement, sous forme précipitée d'oxydes hydratés, associés ou inclus dans des oxydes de fer et des complexes organométalliques insolubles. Moins de 1 % du chrome est extractible par des réactifs tels que l'EDTA, le chrome est donc peu mobile.

Sous une forme adsorbée sur les hydroxydes métalliques, le Cr est peu disponible aux végétaux. La concentration en Cr des végétaux est donc principalement contrôlée par la concentration du Cr en solution dans le sol. Le Cr dans un sol neutre ou basique sera donc plus disponible vis-à-vis des plantes que dans un sol acide.

Le chrome est utilisé dans le traitement de surface des métaux. Il est nocif à l'état hexavalent, mais il est rapidement transformé en forme trivalente moins dangereuse dans le milieu marin (Ramade, 1993)

IX.2. Le cuivre

Le Cu est un des éléments les plus essentiels pour les plantes et les animaux. En effet l'organisme ne peut croître complètement en son absence. Il ne peut être remplacé par un autre élément, il a une influence directe sur l'organisme et le bon fonctionnement de son métabolisme.

Le cuivre est considéré comme l'élément le plus mobile des métaux lourds, par référence aux processus supergènes. Les formes chimiques du Cu présentent dans le sol sont:

Cu^{2+} ; Cu OH^+ ; $\text{Cu}(\text{OH})_2$; Cu O ; Cu CO_3 ; CuO_2^- ; Cu-O-Fe ; Cu-O-Al ; Cu-O-Mn . Dans le sol, le cuivre est bien réparti le long du profil et se fixe préférentiellement sur la matière organique (25 à 50 %), 98% du Cu soluble dans le sol se trouvent complexés à la matière organique, les oxydes de fer, de manganèse et les argiles. La répartition cuivre entre ces différentes fractions est fonction du pH, de la quantité et de la composition de la matière organique d'une part, et des colloïdes minéraux d'autre part. En métallurgie, il entre dans de nombreux alliages. Les sels de cuivre (sulfate, acétate, dérivés organiques) sont utilisés comme fongicides ou algicides en agriculture, pour les traitements chimiques de surfaces, la fabrication de peintures et de céramiques. En dehors des pollutions industrielles ou de traitements agricoles, ce métal provient habituellement de la corrosion des tuyauteries de distribution (Pugh et al., 2002). Le cuivre présent dans les racines est entièrement sous forme complexée, mais la pénétration racinaire doit quand même se réaliser à l'état de formes dissociées.

IX.3. Le zinc

Dans le sol, le Zn est sous les formes chimiques suivantes:

Zn^{2+} , Zn SO_4 , Zn HCO_3^+ , Zn CO_3 , $\text{Zn Fe}_2 \text{O}_4$, $\text{Zn}_2 \text{SiO}_4$, $\text{Zn}_3 (\text{PO}_4)_2$, Zn^{2+} , Zn SO_4 , Zn HCO_3^+ ,

$ZnCO_3$, $ZnFe_2O_4$, Zn_2SiO_4 , $Zn_3(PO_4)_2$

Le Zn est fortement phytodisponible, et se trouve en quantités plus élevées dans les racines que dans les parties aériennes. Le chaulage diminue le transfert du Zn vers les plantes. Les formes solubles de Zn sont facilement assimilables par les plantes. La vitesse d'absorption dépend largement du genre, de l'espèce et de la variété

Les apports anthropiques de Zn résultent de trois groupes d'activités majeures:

- Les sources minières et industrielles: traitement du minerai, raffinage, galvanisation du fer, gouttières, toitures, fabrication de piles électriques, piments, matières plastiques, caoutchouc.
- Les épandages agricoles.
- De nombreuses activités urbaines et le trafic routier libèrent du Zn dans l'environnement: toitures, gouttières, usure de pneus de voitures, incinération des déchets domestiques

IX.4. Le plomb

Dans le sol le Pb se trouve sous les formes chimiques suivantes:

Pb^{2+} , $PbHCO_3^+$, $PbOH^+$, $PbSO_4$, $Pb(OH)_2$, $PbCO_3$, PbO , $Pb(PO_4)_2$, $PbO(PO_4)_2$, $PbCl^+$.

Le Pb est très peu prélevé par les racines des plantes où il s'accumule. Le transfert sol-plante du Pb est négligeable par rapport au dépôt direct sur les parties aériennes de poussières contenant du Pb, sur tout dans les zones urbaines ou industrielles ou le long des grands axes routiers. Le Pb est très toxique pour l'homme. Le fœtus et le jeune enfant sont particulièrement sensibles à l'effet toxique neurocomportemental du Pb, caractérisé par une baisse peu ou pas réversible des facultés cognitives

IX.5. Le nickel

Les formes chimiques du Ni dans le sol sont:

Ni^{2+} , $NiSO_4$, $NiHCO_3^+$, $NiCO_3$. Le Ni est facilement prélevé par la plante. Il a été postulé que Ni associé aux oxydes de fer et de manganèse semble être le plus disponible pour la plante (Kabata-Pendias, 2004). Les céréales absorbent une quantité nettement plus importante de Ni lorsque celui-ci est ajouté au sol, qu'en étant d'origine géologique. Les grains d'avoine accumulent plus de Ni que la paille. Le chaulage diminue le transfert.

Le Ni est peu toxique pour l'homme. Les effets toxiques du Ni sur la plante se traduisent par un ralentissement de croissance des racines et par une diminution du nombre de grain, ce qui implique une diminution significative de la production

IX.6. Le cadmium

Dans le sol, le Cd se trouve sous les formes chimiques suivantes:

Cd^{2+} , $CdSO_4$, $CdCl^+$, $CdHCO_3^+$, CdO , $CdCO_3$, $Cd(PO_4)_2$, CdS (Sanità di Toppi *et al.*, 1999).

Très phytodisponible, le Cd peut s'accumuler dans les racines ou les parties aériennes.

Le chaulage peut diminuer le transfert du Cd vers les plantes. Le Cd est plus mobile dans le sol que le Cu et le Pb, donc plus disponible pour les plantes.

Le Cd est considéré comme cancérigène pour l'homme et il présente des effets génotoxiques (Bourrelier *et al.*, 1998).

Les apports anthropiques de Cd dans les sols sont importants par rapport aux autres métaux lourds, par l'industrie (essentiellement par voie atmosphérique), les engrais phosphatés l'épandage de déchets.

CHAPITRE II.

Présentation de la zone d'étude

- * Basses plaines de l'ouest avec une superficie de 680Km² et une altitude située entre 0 et 100 m.
- * Plateau de Mostaganem qui couvre une superficie de 560Km² et son altitude se trouve insérée entre les courbes 100 m et 350m.
- * Zone des montagnes : elle couvre une superficie de 510 Km², avec un point culminant qui se trouve à 563m d'altitude dans le mont Dahra et à 14m de la mer.
- * Les plaines de l'Est : cette zone couvre une superficie de 350 Km² et se trouve insérée entre 0 et 400m d'altitude.

Tableau 8. Le relief de la région de Mostaganem

Unités	Communes concernées	Unités	Communes concernées
Vallée basse de L'Ouest	-Mazagran -Hassi -Stidia Mameche -Ain Nouissy -El Haciane -Fornaka	Mont de Dahra	-Oued El Kheit -Saf Saf -Oued Maala - Ain Boudinar -Nekmaria -Sidi Ali -Tazgait -Sidi Belatar
Plateau de Mostaganem	- Mostaganem -Sayada -Kheir Eddine -A/ Tedles -Essour -Boughirat -Mesra -Sirat -Touahria -Souafliya - Mansoura	Vallée de l'Est	-Ben A/ Ramdane - Hadjadj -Sidi Lakhdar -Khadra -Achaacha - O/boughalem

III. Le climat

Sur le plan climatique, la région de Mostaganem se situe dans l'étage bioclimatique semi-aride avec une pluviométrie irrégulière qui varie entre 250 et 400 mm par an, et une température moyenne de 18°C près de la cote et de 24°C à l'intérieur. Le sirocco souffle dans les diverses zones entre 10 et 25 jours pendant les mois de mai à octobre

IV. Hydrologie

Sur le plan hydrographique deux régions s'opposent :

- La région « Est » traversée par un réseau plus ou moins dense qui se divise en totalité dans la mer.
- La région « Ouest » qui n'a aucun cours d'eau de quelque importance que ce soit en dehors de l'oued Chélif et les quelques oueds concentrés dans sa rive occidentale

V. Végétation

La région de Mostaganem présente une biodiversité végétale de type méditerranéen

important. La forêt couvre une superficie de 34154 ha avec un taux de boisement de 15% caractérisé par une forte dispersion des peuplements et sa distribution est très inégale selon les zones. Les essences principales qui composent le fond forestier sont le *Tetraclinis articulata*, le *Juniperus oxycedrus*, le *Pinus halepensis*, le *Pinus picea* et l'Eucalyptus avec un sous bois dense composé de : *Lavandula*, *Rosmarinus* et *Nerium*, facilement inflammables en périodes de sécheresse

VI. Gestion des déchets dans la région de Mostaganem

L'urbanisation rapide, le développement des modes de vie de la population Mostaganémoise et le phénomène de l'exode de la population Algérienne vers les grands centres urbains et notamment littoraux ont eu pour conséquence une croissance des taux générés de déchets. Il est à noter que les moyens de collecte sont particulièrement insuffisants, l'organisation de la collecte est faible et la prise en charge déficiente des déchets est liée à la quasi absence de décharges contrôlées ainsi qu'une prolifération des décharges non conventionnelles rend la gestion des déchets difficiles. Selon les données fournies par la direction de l'environnement, 20 décharges non contrôlées sont dénombrées dans la région de Mostaganem dont trois sont considérées plus importantes en tonnage et en typologie à savoir, la décharge d'El Hchem, de Essour et de Hassi Mameche localisées respectivement au Nord Est, Sud Est et Nord Ouest,. Ces décharges sont situées dans le plateau de Mostaganem (Figure 6). Elles sont constituées de tout type de déchets :

- *Matières fermentescibles (déchets de cuisine, fruit, légume, viande, matière végétales putrescibles.....ect)
- * Papiers et cartons.
- * Verres.
- * Métaux (boite de conserves, capsules de canettes, ferrailles.....ect).
- * Chiffons et textiles.
- * Produit inertes (pierre, gravats, matériaux de démolition cuir, caoutchouc....ect).
- * Produits hospitaliers et de soin.

VI.I. Caractéristiques des décharges non contrôlées (El Hchem, Essour, Hassi Mameche)

La masse de déchets au niveau des décharges présente un milieu poreux perméable facilitant ainsi au lixiviats d'atteindre le fond de la décharge (Guermoud., 2009). En absence d'étanchéité ou de système de récupération, les lixiviats s'infiltrent dans le sol et atteignent les eaux souterraines. Il se forme ainsi un panache de pollution qui a généralement une

longueur inférieure ou égale à 100 m (Christensen et al., 1994). De plus les décharges sont localisées à des altitudes faibles ne dépassant pas 300 m (Figure 6), (Tableau 9), pouvant facilement avoir une influence sur les eaux souterraines. Les décharges présentent un taux d'humidité élevée dont la moyenne est de 60% selon les données de la DEM (milieu favorable pour la minéralisation de la matière organique). L'analyse des paramètres physicochimiques des lixiviats réalisée par Guermoud (2009) ont révélé une présence de pollution organique et minérale en forte concentration.

Tableau 9. Présentation des trois décharges non conventionnelles

Commune	Lieu d'implantation	Super Hec	T/J	Alt (m)	Topographie
Mostaganem	décharge El Hchem Lat. : 35° 57 ' Long : 0° 7 ' intercommunale entre Sayada et Mostaganem	02.5	82	80	Plateau accidenté, Incliné vers le sud Ouest
Ain Tedless - Essour	Décharge d'Essour Lat. : 35° 59 ' Long : 0° 18 ' implantée à Dardidi, intercommunale entre Ain Tedless- Sour	06,5	33,8	240	Terrain plat
Hassi Mameche	Décharge de Hassi Mameche Lat : 35° 51 ' Long : 0° 05 ' implantée à Araibra	03,2	15,2	200	Terrain légèrement plat (faible pente vers l'Ouest

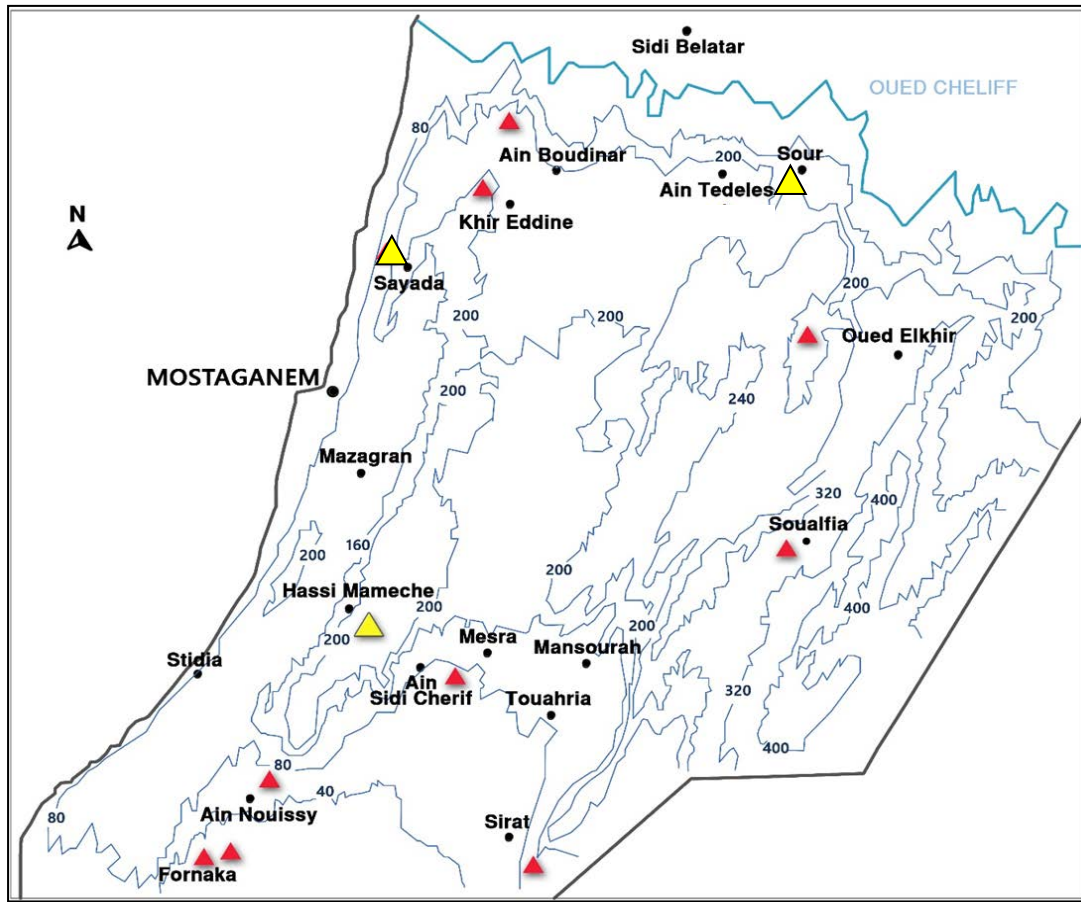
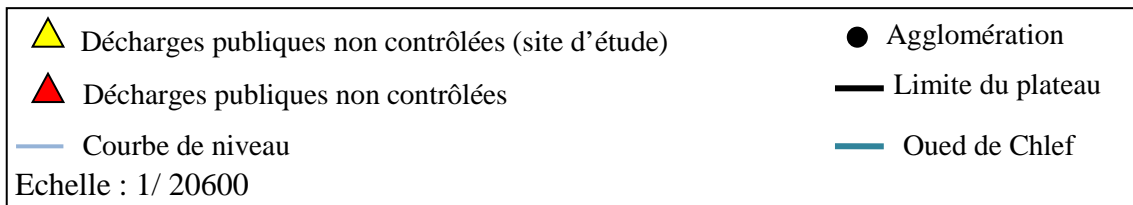


Figure 6. Répartition spatiale des décharges publiques non contrôlées en fonction de l'altitude



➤ Sur le plan lithologique et géologique les trois décharges sont localisées sur les terrains du quaternaire (Figure 7), perméables formés de sable et limoneux sableux des cuvettes. L'analyse des eaux souterraines et de surface à proximité des décharges montre que ces eaux sont de mauvaise qualité (Guerrmoud., 2009). Cet auteur a confirmé par la méthode DRASTIC, des zones de vulnérabilité élevée de la nappe acquière au voisinage des décharges publiques non conventionnelles au niveau du plateau de Mostaganem.

Le tableau (10) résume les caractéristiques géologiques et lithologiques de la zone d'étude

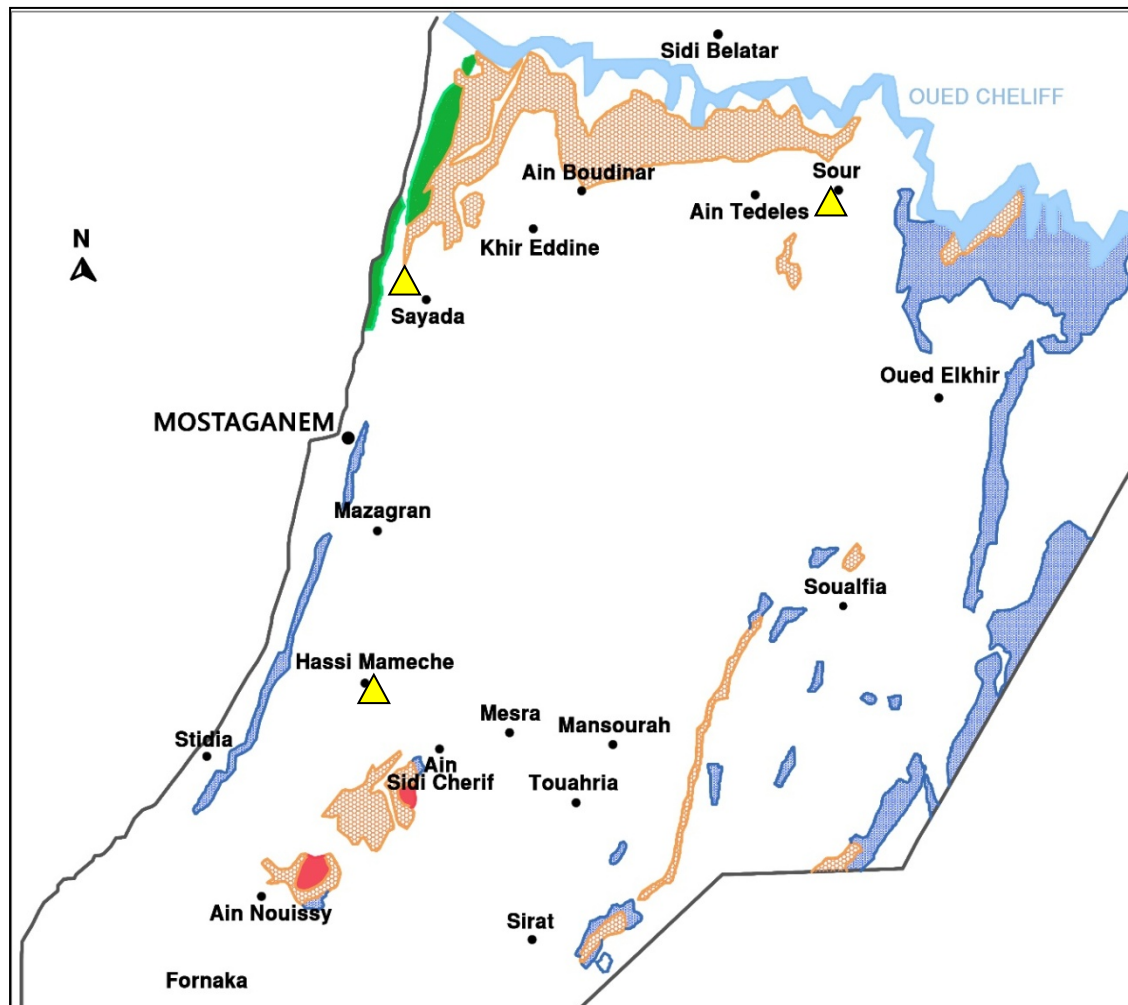


Figure 7. Répartition spatiale des décharges publiques non contrôlées (étudiées) en fonction de la lithologie

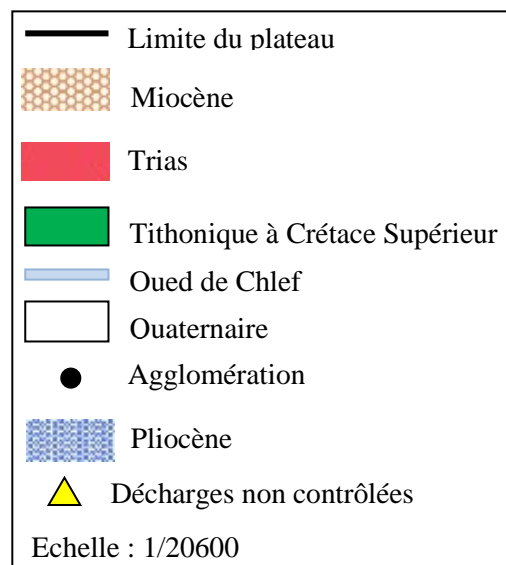


Tableau 10. Caractéristiques géologiques de l'air d'étude

Etage	Lithologie
Quaternaire	<p>Formations continentales</p> <p>Elle sont représentée par de grès dunaires à stratification entre croisées et de limons sableux résultants de la désagrégation des formations marines. Cette formation est couverte localement par une croûte calcaire blanchâtre .</p> <p>Formation marine</p> <p>Appartenant au sous étage Calabrien, ces formation sont transgressives et discordantes sur les dépôts marins et continentaux du moi-pliocène. Elles débutent par des grès jaunâtres , vacuolaires à ciment calcaire et lumachelles. Localement, ces grès s'intercalent avec des couches sableuses et argilo-sableuses. L'épaisseur du Calabrien atteint dans les dépressions entre 100 à 120 m. Tandis que sur les reliefs, elle est de 20 à 30 m seulement</p>
Pliocène	<p>Formations continentales</p> <p>Marnes terminées par des niveaux détritiques de grès blanchâtre .</p> <p>Formation marine</p> <ul style="list-style-type: none"> -Grès marins appartenant à sous étage Astien -Marnes bleues appartenant à sous étage plaisancien
Miocène	<p>Il est constitué par des formations marneuses et argileuses marines contenant parfois du gypse et de formation laguno-continentale. Il affleure dans la zone piémontaise</p>
Crétacé	<p>Fillysch, pelites grès quartzites et maenes.</p>
Trias	<p>Il est représenté par un diapir de gypse, marnes et dolomites.</p>

CHAPITRE III.

*Impact des décharges non
contrôlées sur la contamination
métallique des sols*

CHAPITRE III.

Impact des décharges non contrôlées sur la contamination métallique des sols

I. Introduction

Le sol est un milieu vivant, complexe et dynamique, en évolution constante sous l'effet de différents paramètres tels que le climat, la topographie, la végétation et l'action de l'homme. Il joue un rôle d'interface entre les phases liquides et gazeuses dans l'environnement où il intervient comme système source, système transformateur, et système de transfert des éléments en trace (Berthelin *et al.*, 2000).

La gestion des déchets urbains obéit à des normes que l'utilisateur doit respecter sous peine de s'exposer indirectement à la pollution qu'il engendre notamment à la pollution par les métaux lourds. Ces métaux sont naturellement présents dans les sols, ils proviennent du fond géochimique. Cependant les teneurs les plus élevées dans les sols sont fortement liées à l'activité humaine à savoir les pratiques agricoles, pollution due aux retombées atmosphériques telles que les pratiques liées à l'incinération et le stockage des déchets urbains et industriels. De grande quantité de métaux sont enfouies lors du stockage des déchets. En effet les métaux sont présents dans la plupart des constituants des déchets sous diverses formes : peintures, produits de maintenance des véhicules, produits pharmaceutiques, piles et batteries (Rousseau, 1990). Ils sont extrêmement persistants dans l'environnement ; ils sont non biodégradables, non thermodégradables et sont facilement dispersés dans l'atmosphère et les écosystèmes aquatiques et terrestres. Leur présence en traces provoque un impact négatif sur la faune et la flore (Lim *et al.*, 2008 ; Wang *et al.*, 2008). Ils peuvent être accumulés dans les plantes à travers des dépôts atmosphériques ou par voie racinaire (Long *et al.*, 2003 ; De Temmerman *et al.*, 2004), conduisant à des sérieux problèmes de santé chez l'homme et les animaux (Zheng *et al.*, 2007 ; Lim *et al.*, 2008).

Les sols sont donc un vecteur important du transfert des métaux de l'environnement vers l'organisme, pour cette raison, il est essentiel de disposer de moyens de mesure de la teneur en métaux lourds dans les sols.

L'objectif de cette étude est d'évaluer la contamination métallique des sites au voisinage des décharges publiques non contrôlées. Nous avons adopté aux analyses quantitatives des éléments métalliques au niveau des parties de surface du sol car la mesure de surface est a priori mieux adaptée à l'étude des sites pollués plutôt que des sols pollués et que dans ce cas elle fournit une information satisfaisante sur le degré de contamination par les métaux lourds. Comme le spécifie Walter (1983):« Pour caractériser un sol en tant que milieu d'exposition (constat et évaluation d'un impact), seule la tranche superficielle du sol (0–50 cm) est concernée à ce stade de l'étude, on évaluera l'impact sur ce milieu non plus à partir d'une valeur ponctuelle, mais à partir d'une moyenne de valeurs représentant le milieu d'exposition ».

II. Matériel et méthodes

Notre étude a été réalisée au niveau de trois sites à proximité des décharges publiques non contrôlées de la région de Mostaganem (Nord Ouest de l'Algérie). Parmi les 20 décharges non contrôlées, trois sont considérées nécessaires pour cette étude vue leur superficie importante, la densité et la typologie des déchets (industriels, hospitaliers, de construction, ménagés etc.). Ces décharges sont situées, au voisinage des terrains agricoles et des agglomérations à savoir, la décharge d'El- Hchem de Hassi- Memeche et de Essour, implantées respectivement dans la commune d'El-Hchem (80m d'altitude) dans la commune de Hassi Memeche à Araibra (200m d'altitude) et entre la commune de Ain-Tedless et Essour à Dardidi (240 m d'altitude). Quelques caractéristiques géographiques, topographiques et autres sont résumées dans le tableau 11

Tableau 11. Caractéristiques géographiques et topographiques des décharges

Décharges	Superficie (ha)	Topographie	Population collectée	Tonnage Journalier
El- Hchem (Site I) Lat. : 35° 57 ' Long : 0° 7 '	02,5	Plateau accidenté, Incliné vers le sud Ouest	144140	82
Hassi Mameche (Site II) Lat : 35° 51 ' Long : 0° 05'	03,2	Terrain légèrement plat (faible pente vers l'Ouest)	24895	15,2
Essour (Site III) Lat. : 35° 59 ' 49'' Long ; 0° 18 '	06,5	Terrain plat	35400	33,8

II.1.Prélèvement des échantillons de sols

Pour chaque site prospecté quatre échantillons de sol ont été prélevés à 50 mètres de la décharge au niveau des directions Nord, Est, Ouest et Sud .Les prélèvements des sols ont été effectués en réalisant des échantillons élémentaires (NF X 31-100) dans le site homogène choisi dans l’horizon de surface (10 à 40 cm). Les échantillons élémentaires de chaque site ont été homogénéisés sur le terrain pour former un échantillon global brut.

II.2.Traitement des échantillons de sols

Les échantillons de sols ont été séchés à l’air libre en les étalant sur des paillasses au laboratoire d’écologie, à température ambiante et à l’abri des rayons solaires. Le schéma de la figure (8) présente les différentes étapes du traitement des échantillons des sols étudiés. Après séchage, les gros agrégats et mottes ont été écrasés pour réduire leur taille et les échantillons ont été homogénéisés. Après avoir relevé de la masse totale, chaque échantillon séché a été tamisé à 2 mm à la main en évitant tout type de contamination entre les échantillons (NF ISO 11 464). Les masses des fractions fines ont été relevées avant de passer à l’élaboration des échantillons de laboratoire par la technique de quartage (NF X 31-100).

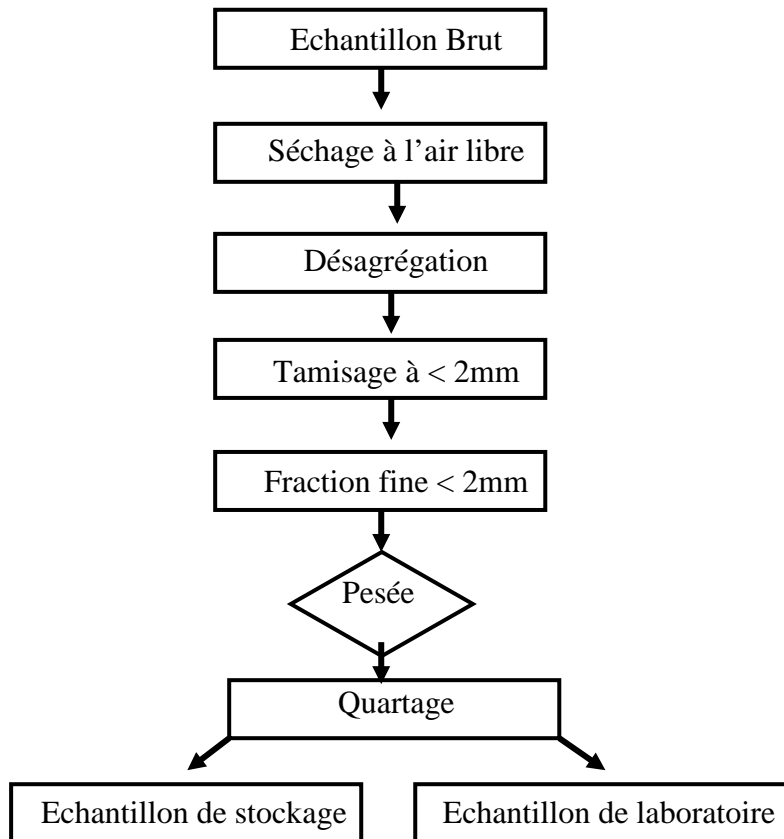


Figure 8. Etapes du traitement des sols des trois sites de décharges

II.2.1. Quartage

L'échantillon de chaque sol est divisé en quatre parties égales dont on ne retient que la moitié en réunissant deux quarts opposés. Cette sélection est homogénéisée et un nouveau quartage est effectué, l'opération a été répétée trois fois. On obtient ainsi un échantillon représentatif du matériau initial (Pauwels et *al* 1992) (figure 9).

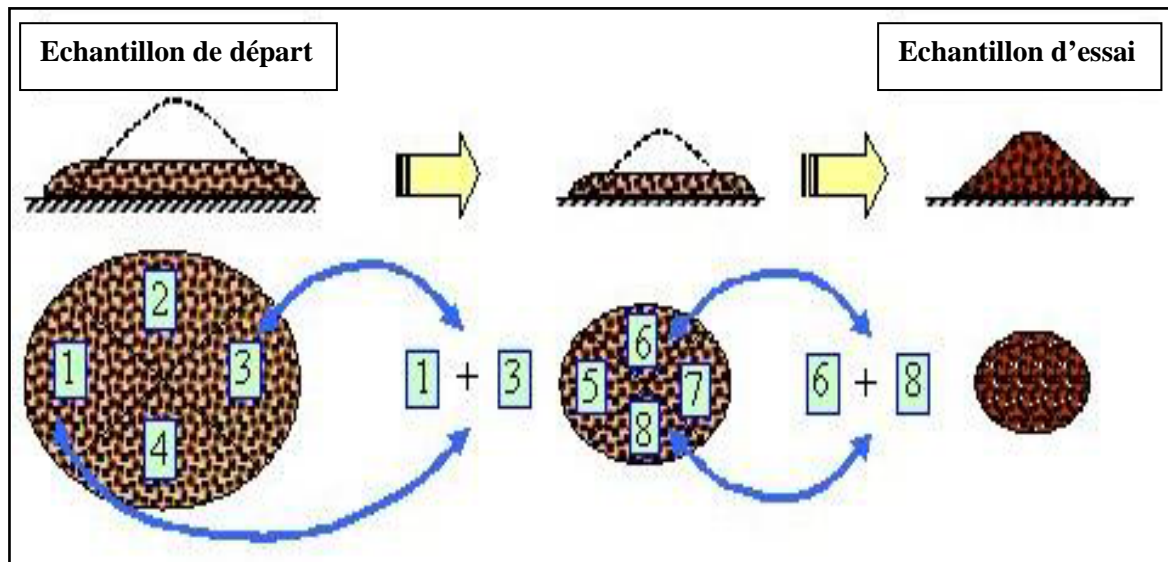


Figure 9. Opération de quartage. (Pauwels et *al*, 1992)

II.3. Analyses physicochimiques

Les analyses physiques (pH, granulométrie,) et chimiques (% de la matière organique) ont été effectuées au laboratoire d'analyse des sols (INSID) situé à El Matmar (Relizane)

II.3.1. pH

Le pH est mesuré après une mise en suspension de l'échantillon de sol séché dans l'eau dans un rapport 1/2,5 (p/v). Vingt grammes d'un échantillon tamisé ont été mis en suspension dans 50 ml d'eau distillée. Par la suite, la suspension a été agitée à température ambiante pendant 2 heures à l'aide d'un agitateur mécanique. Le pH est mesuré en utilisant un pH-mètre de laboratoire à raison de trois répétitions par sol.

II.3.2. Distribution granulométrique

La granulométrie permet de classer les particules constitutives du squelette minéral des sols en argiles (0 à 2 μ m), limons fins (2 à 20 μ m), limons grossiers (20 à 50 μ m), sables fins (50 μ m à 200 μ m) et sables grossiers (200 à 2000 μ m). Cette méthode exige un traitement de base pour détruire les agrégats et la matière organique (NF X 31-107). Notre proposition consiste à déterminer la distribution minérale à l'eau des différents sols des trois sites étudiés. La

technique employée pour la destruction des agrégats et la matière organique est l'usage du peroxyde d'hydrogène.

Une pesée de 15 g de sol est mise en suspension dans 300 ml d'eau déminéralisée et agitée pendant 1 heure. La suspension est tamisée par deux tamis (200 μm et 50 μm) sous flux d'eau pour séparer les sables grossiers et les sables fins. La suspension récupérée est mise dans des allonges de sédimentation et ajustée à 1 litre par l'eau déminéralisée. La détermination des fractions plus fines (<50 μm) s'effectue à l'aide de trois prélèvements successifs à la pipette de Robinson dans la suspension de sol en cours de sédimentation. Les pesées après évaporation et séchage des fractions récupérées, permettent de déterminer les proportions des différentes classes granulométriques (NF X 31-107).

II.3.3. Dosage de carbone et matière organique

La méthode choisie pour déterminer le carbone organique total est la méthode de Anne décrite par Aubert, (1978). Cette méthode consiste en l'utilisation d'un oxydant puissant : le bichromate de potassium en milieu sulfurique jusqu'à dégagement du CO_2 . L'excès de bichromate est titré par une solution de sulfate de fer et d'ammonium (sel de Mohr) en présence d'un indicateur coloré (diphénylamine). Généralement, la prise d'essai est de 1 g mais elle peut être réduite à la moitié si le sol étudié est riche en matière organique.

La teneur en carbone organique est exprimée en % (g en % de terre fine sécher à l'air) à raison de trois répétitions; pour passer du taux de carbone aux taux de MO totale, on utilise le coefficient multiplicateur 1.72.

II.4. Détermination de la teneur en métaux lourds totaux dans les sols

La quantité de polluant extraite dépend à la fois de la technique d'extraction utilisée mais aussi de la composition physico-chimique du sol.

Les métaux contenus dans un sol à forte teneur en argile par exemple, seront plus difficiles à mettre en solution que ceux présents dans un sol plutôt sablonneux. Le risque à cette étape réside dans la perte des composés (par volatilisation, occlusion, et/ou adsorption sur les parois des récipients).

La source d'erreur possible est d'autant plus grande que la quantité des polluants recherchés est faible. Comme pour le prétraitement des échantillons, il existe différentes méthodes d'extraction dite totale. Pour les éléments métalliques, la méthode de solubilisation la plus utilisée est la minéralisation par attaques acides, réalisée en milieu ouvert ou fermé et à chaud (150°C), elle utilise l'acide nitrique, l'eau régale (mélange acide chlorhydrique/acide nitrique) ou un mélange d'acide perchlorique et d'acide fluorhydrique

L'extraction par attaque acide, en milieu fermé, présente l'avantage d'éviter les pertes d'éléments volatils (mercure, arsenic, plomb ou cadmium).

II.4.1. Analyse des éléments métalliques mis en solution par attaque acide

La préparation des échantillons des sols pour l'évaluation des métaux totaux a été réalisée au laboratoire de chimie organique appliquée à l'université Semlalia de Marrakech (Maroc) .

Trois prises d'essai de 0.5 g de sol finement moulu sont minéralisés dans un mélange de 6 ml d'acide nitrique concentré (HNO₃) , 2ml d'acide sulfurique concentré (H₂SO₄) et 6 ml d'eau oxygéné (H₂O₂) (Schwartz, 1997) . Le mélange est porté à ébullition dans un bain de sable pendant 30 mn. Après refroidissement le mélange est filtré ensuite ajusté à 25 ml d'acide nitrique 0,1 mol et enfin conservé dans des piluliers jusqu'au moment des analyses.

Les analyses quantitatives de nos échantillons ont été effectuées par spectroscopie d'absorption atomique (SAA) et par Spectrométrie d'Emission Atomique par Plasma à Couplage Inductif (**ICP-AES**)

***Technique de spectroscopie d'absorption atomique (SAA):** Le principe est basé sur la mesure de l'intensité de la lumière absorbée par un atome. Les atomes passent, sous l'action de la radiation, d'un niveau d'énergie fondamentale à un état excité de niveau d'énergie plus élevé. Cette variation d'énergie dépend de la fréquence de la radiation. La loi de Beer-Lambert donne la concentration de la substance qui sera proportionnelle à l'absorption. La précision et la rapidité sont les principaux avantages de cette technique. Les analyses quantitatives d'une partie de nos échantillons ont été effectuées par cette technique au niveau de laboratoire privé d'analyse des métaux situé à Canastel (Oran)

***Technique d'émission de Plasma (ICP-AES) :** Le principe de l'ICP est basé sur la formation de plasma dans un flux de gaz rare. Le plasma à couplage inductif est formé à partir d'une décharge électrique créée dans un flux d'argon gazeux circulant à travers une série de tubes de quartz concentriques (torche) entourés par une spire (bobine d'induction). Le passage d'un courant alternatif dans la bobine d'induction produit un champ électromagnétique qui engendre des courants induits. La torche étant alimentée en argon, une étincelle est produite pour permettre l'excitation de l'argon gazeux. Les électrons sont accélérés par le champ électromagnétique, il en résulte une collision entre atomes d'argon et une production subséquente d'un plus grand nombre d'électrons et d'ions argon, qui seront eux-mêmes accélérés. Ce processus se poursuit jusqu'à ce que le gaz soit fortement ionisé. On obtient la formation d'un plasma d'une température de 10000 degrés. L'échantillon liquide est nébulisé puis transmis vers le plasma. Il subit différentes étapes de décomposition, d'atomisation et

d'ionisation conduisant à une excitation des atomes et des ions. Après excitation, les atomes contenus dans l'échantillon émettent de la lumière dont la longueur d'onde leur est caractéristique. Le dosage multiélément et la sensibilité supérieure au SAA constituent les principaux atouts de cette méthode. La majorité des analyses de nos échantillons de sol est réalisée par la spectrométrie d'émission plasma à couplage inductif (ICP) au Laboratoire Sols au centre minier de Marrakech (Maroc)

La teneur des métaux est calculée selon la formule suivante:

$$T \left[\frac{mg}{kg} \right] = C \times \frac{V}{S}$$

Où **T**: concentration de l'élément en mg/Kg,

C: concentration de l'élément en mg/l déterminée par la courbe d'étalonnage,

S: poids de la prise de terre en g (1g), **V** : volume d'extraction en ml (25ml).

III. Résultats et discussions

III.1. Les caractéristiques des sols des trois sites étudiés

Le tableau 12 présente les caractéristiques des sols échantillonnés à proximité des décharges. Les valeurs du pH varient de 8.20, 8.11 et 8.18 respectivement pour le site I, II et III ceci indique que les trois sols présentent un pH alcalin. Le pH est considéré comme le principal paramètre chimique contrôlant la biodisponibilité des métaux lourds dans le sol (Brallier et al.1996). Le pH alcalin limite le passage des métaux lourds dans la phase solide à la solution du sol puis à la plante (Tornton 1996). Les sols étudiés présentent une texture sableuse avec un taux de sable grossier élevé pour le site I (58.20%). Le contexte géologique constitué essentiellement de sable pourrait offrir à priori des conditions favorables à la migration des polluants vers les eaux souterraines (Kouame 2006), en effet le sable, par lessivage et par percolation des lixiviats, la pollution minérale affecte les nappes phréatiques Les teneurs en argile passe de 12,63% pour le site I au 13,08% pour le site II et à 13,58% pour le site III. Les argiles dans le sol constituent une barrière naturelle contre la pollution dans le sous sol car les argiles sont d'excellents adsorbants grâce à leurs très grandes surface spécifiques (M'leyeh et al 2002). Brighenti et al (1993), Brigatti et al. (2000) ont montré que la perméabilité des métaux lourds augmente quant la teneur des argiles diminue. La matière organique qui est un paramètre chimique important à connaitre dans un sol pollué présente des valeurs de l'ordre de 1,98 % 2,43% et 2,48% respectivement pour le site I, II et III. Un sol très organique tend à immobiliser les polluants, des fourchettes de concentration pour la matière organique des sols

peuvent être proposées : 0.5% -10% pour l'ensemble des sols et 0.5%-3% pour les sols agricoles (Duchaufour 1984). La matière organique du sol peut chimisorber efficacement les ions métalliques avec un haut degré de sélectivité. La force et la réversibilité des liaisons ioniques ou covalentes dépendent du ligand organique mis en jeu (Mc Bride 2000). Lorsque la matière organique passe en solution, elle augmente la solubilité des polluants et peut favoriser leur mobilisation (Marseille et al.2007).

Tableau 12. Caractéristiques des soles à proximité des décharges
(Couche de 10 à 40 cm)

Sols	pH	MO %	Argile %	limon %	Sable Grossier %	Sable fin %
Site I	8.20	1.98	12.63	10.62	58.20	17.80
Site II	8.11	2.43	13.08	16.35	50.66	19.97
Site III	8.18	2.48	13.58	12.40	50.20	23.80

III.2.Teneurs des éléments métalliques majeurs dans le sol (sites I, site II, site III)

Les concentrations moyennes des éléments métalliques majeurs (tableau 13) dans la couche [10 – 40 cm] du sol sont supérieures et augmentent du site I vers le site III pour l'élément Al (2595 mgkg⁻¹ ; 2965 mgkg⁻¹ ; 3095 mgkg⁻¹) et pour l'élément Mg (3122 mgkg⁻¹ 4018 mgkg⁻¹ , 4127) mgkg⁻¹ . Ces éléments dépassent largement les concentrations naturelles et qui varient de 50mg/kg à 200 mgkg⁻¹ pour Al (Gobat et al., 2009) et de 20 mgkg⁻¹ à 600 mgkg⁻¹ pour le Mg (Krauskopt, 1972). Pour les éléments (K, Ca, Na, Fe) les teneurs moyennes sont relativement importantes au niveau des sites (I , II, III) et qui sont respectivement 1062 mgkg⁻¹ , 1223 mgkg⁻¹ et 1269 mgkg⁻¹ pour le K ; 4133 mgkg⁻¹ , 4213 mgkg⁻¹ et 4523 mgkg⁻¹ pour le Ca; 1168 mgkg⁻¹ ,1234 mgkg⁻¹ et 1260 mgkg⁻¹ pour le Na; 7519 mgkg⁻¹ , 8521 mgkg⁻¹ et 8539 mgkg⁻¹ pour le Fe. Ces concentrations sont proches aux concentrations naturelles des sols. Concernant les éléments Si et Mn, présentent des teneurs moyennes qui varient pour Si de 139 mgkg⁻¹ (SI) ,143 mgkg⁻¹ (SII),147 mgkg⁻¹ (SIII) et pour Mn 149 mgkg⁻¹ (SI), 150 mgkg⁻¹ (SII) et 155 mgkg⁻¹ (S III). Ces valeurs sont inférieures aux teneurs moyennes naturelles. Il est à noter que les teneurs moyennes des éléments majeurs présentent une variation d'un site à l'autre ceci pourrait s'expliquer par la topographie du terrain de la décharge, que l'inclinaison et la pente influent positivement sur la dilution minérale à travers le lessivage, de plus la structure sableuse (58.20% de sable grossier mesuré dans le site I) augmente la perméabilité du lixiviat, riche en matière minérale vers les couches plus

profondes de sol. Les éléments minéraux (K, Ca, Mg, Si, Al, Fe, Na, Mn) sont des éléments appartenant au groupe des minéraux secondaires, issus de la pédogénèse par des phénomènes d'altération physico-chimique mais aussi biologique (Duchaufour, 1995).

Tableau 13. Concentrations des métaux majeurs (Oligoéléments) dans les échantillons de sol à proximité des décharges (mg/kg)

Sols	K	Ca	Mg	Si	Al	Fe	Na	Mn
S (I)	1062±11.3	4133±18.3	3122±10.3	139±11.2	2595±55.8	7519±39	1168±43.4	149±4.3
S (II)	1223±20.2	4213±17.2	4018±11.4	143±13.6	2965±61.3	8521±41	1234±56	150±5.2
S (III)	1269±21.3	4523±21	4127±11.8	147±14.4	3095±75.8	8539±49	1260±60.4	155±7

S (I): Site (I) ; S (II): Site (II) ; S (III): Site (III)

III.3. Teneurs des métaux lourds totaux dans le sol (site I, site II, site III)

Le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le nickel (Ni), le plomb (Pb), Le cadmium (Cd), l'arsenic (As), et le cobalt (Co) peuvent être considérés comme des polluants métalliques issus du sol des décharges. Les résultats des concentrations moyennes de ces métaux totaux (tableau 14) révèlent des teneurs élevées, variant de 1389 mgkg⁻¹ à 1558 mgkg⁻¹ pour le Cr, de 1002 mgkg⁻¹ à 1085 mgkg⁻¹ pour le Zn, de 445 mgkg⁻¹ à 502 mg/kg pour le Cu, de 130 mgkg⁻¹ à 159 mgkg⁻¹ pour le Co, de 100 mgkg⁻¹ à 105.2 mgkg⁻¹ pour le Pb, de 95 mgkg⁻¹ à 100 mgkg⁻¹ pour Cd, de 28 mgkg⁻¹ au 33 mgkg⁻¹ pour Ni et de 12 mgkg⁻¹ au 16 mgkg⁻¹ pour As. Ces valeurs excèdent les valeurs maximales fixées par l'OMS dans le sol et qui sont 150 mgkg⁻¹ pour Cr, 300 mgkg⁻¹ pour Zn, 100 mgkg⁻¹ pour Cu, 30 mgkg⁻¹ Co, 100 mgkg⁻¹ Pb et 0.7 mgkg⁻¹ pour Cd (Godin, 1983). Bien que ces valeurs semblent élevées, des concentrations de métaux lourds importantes au niveau des sols ont été rapportées en particulier autour des décharges publiques telles que la décharge d'Akouédo à Abidjan (1450ppm de Pb ;11.5ppm de Cd ;1163,7ppm de Zn) (Kouame, 2006) et la décharge de Mall située à New Jersey (1260 ppm de Cr,1008 ppm de Zn , 4.6 ppm de Cd) (Torlucci et al., 1982) et la décharge de Sidney (de 70 à 107 ppm de Pb) (Suh et al., 2004) et la décharge de Dhaka à Bangladesh (371,5 mgkg⁻¹ de Zn et 577,6 mgkg⁻¹ de plomb) (Abdul et al., 2016). Les métaux lourds peuvent provenir de l'altération des roches mères, il s'agit du fond géochimique qui se définit par la teneur naturelle ou originelle de ces éléments, cependant les concentrations peuvent être supérieures à cause de la pollution anthropologique comme c'est le cas des sites exposés aux polluants des décharges « sauvages » (décharge d'El Hchem, de Hassi Memeche et de Essour).

Les concentrations peuvent atteindre plusieurs grammes par kilogramme de sol (Robert et Justy, 1999). Les valeurs enregistrées dans nos échantillons de sols expliquent le taux et la richesse des déchets en substances métalliques en effet les métaux sont présents dans la plupart des déchets sous diverses formes : peintures, produits de maintenance des véhicules, produits pharmaceutiques, piles et batteries etc.... (Rousseau, 1990).

III.4. Index de pollution par les métaux lourds dans les sols

La concentration critique du sol est définie comme étant la valeur au-dessus de laquelle la toxicité est possible. Ces valeurs sont de 8 ppm pour le Cd, 125 ppm pour le Cu et 400 ppm pour le Pb et le Zn (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Dans notre étude, les résultats obtenus montrent que les concentrations en métaux sont au-dessus du niveau critique dans les trois sites étudiés, ces derniers, présentent des valeurs supérieures au seuil critique pour au moins trois de ces éléments métalliques. L'index de pollution (**IP**) est un critère permettant d'évaluer la toxicité d'un sol. Il permet d'identifier une contamination de type multiéléments dans les échantillons (Chon et al. 1998). Cet index est calculé par le rapport des concentrations des métaux dans le sol sur la base de valeurs ajustées correspondant aux normes suggérées par Kloke (1979) et qui correspondent aux niveaux tolérables dans le sol

$$IP = \left[(Cd/3 + Cr/100 + Cu/100 + Pb/100 + Zn/300 + Co/50 + Ni/50 + As/20) \right] / 8$$

Ainsi, un **IP** supérieur à **1** correspond à un sol pollué.

Dans le cas de cette étude, l'index de pollution a été calculé pour les différents sites de prélèvement et les résultats reportés dans le tableau. (14) montrent que le site I, site II et le site III présentent des index de pollution supérieur à 1 et qui sont respectivement 7.56, 7.32, 7.84. Le sol appartenant au site de la décharge d'Essour est plus contaminé que les autres sols.

Tableau 14. Concentrations des métaux lourds totaux et index de pollution dans le sol (mg.Kg⁻¹)

Sols	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	As	Co	IP
S (I)	1435±16.1	33±4.1	500±30.2	1085±74.4	98±2.3	100±3.2	13±0.7	130±1.3	7.56
S (II)	1389±12.5	28±2.3	445±28	1015±70.2	95±0.9	103±1.2	16±0.4	140±2.8	7.32
S (III)	1558±22.8	32±4.4	502±37.6	1002±9.8	100±5	105.2±7	12±1.27	159±6.5	7.84

IP: Index de pollution

S (I) : Site I, **S (II) :** Site II, **S (III):** Site III

IV. Conclusion

La contamination des sols par les polluants métalliques est une réalité de plus en plus préoccupante. Les sols ainsi contaminés possèdent la fonction de la rétention des polluants mais ils peuvent jouer ensuite le rôle de source de l'émission dans l'eau, l'air et le transfert vers les végétaux

Cette étude a particulièrement révélé l'impact de trois décharges publiques non conventionnelles (décharge d'El Hchem, de Hassi Memeche et de Essour) sur la contamination métallique du sol. La fraction totale des métaux lourds a été quantifiée par la méthode de solubilisation la plus utilisée qui est la minéralisation par attaques acides, réalisée en milieu fermé et à chaud. Les analyses ont été réalisées par la technique de la spectroscopie d'émission de Plasma (ICP-AES) et d'absorption atomique (SAA). Les résultats obtenus montrent que pour la plupart des éléments métalliques les concentrations moyennes sont importantes dépassant ainsi les valeurs tolérables. Certaines valeurs des éléments Cr, Cu, Zn, Pb, Ni, Cd, Co et As enregistrées au niveau des trois sols excèdent en effet largement les seuils critiques fixés par l'OMS. Cette pollution varie selon le terrain. Il est à noter que le site à proximité de la décharge de Essour est plus pollué que les autres sites, cela a été confirmé par le calcul de l'index de pollution (**IP**) dont la valeur est de 7.84.

Il nous est difficile (faute de données sur le fond géochimique des sols algériens) de différencier avec certitude la quote-part de métaux de nature endogène de celle d'origine anthropique. Néanmoins, les fortes teneurs trouvées seraient certainement un argument en faveur d'apport anthropique causé par la présence des décharges non contrôlées.

❖ Il nous a été intéressant de poursuivre cette partie d'étude par l'évaluation de la distribution géochimique des métaux lourds (Cr, Cu, Zn, Pb, Ni) au niveau du sol afin de prédire leur mobilité et par conséquent leur phytodisponibilité.

CHAPITRE IV.

Impact des décharges non contrôlées sur la végétation

CHAPITRE IV

Impact des décharges non contrôlées sur la contamination métallique de la végétation

Introduction

Les décharges publiques ont causé beaucoup de problèmes à l'environnement. Les métaux lourds issus de ces décharges, sont pour la plupart très dangereux lorsque ceux-ci parviennent à contaminer le sol et les eaux souterraines. Les concentrations élevées de métaux lourds dans les sols pourraient être attribuées à la nature et à la composition des déchets. En effet, la présence au niveau de la décharge d'ordures ménagères, de vieilles peintures au plomb, des pneumatiques, des piles, de matières plastiques, de caoutchouc, peut être à la base de la forte concentration des métaux lourds dans les sols.

Les métaux lourds (Cd, Cu, Pb, Cr, Ni et Zn), sont d'importants polluants environnementaux, particulièrement dans les zones caractérisées par une forte activité anthropogénique. Ils sont extrêmement persistants dans l'environnement ; ils sont non biodégradables, non thermodégradables et sont facilement dispersés dans l'atmosphère et les écosystèmes aquatiques et terrestres. Leur présence en traces provoque un impact négatif sur la faune et la flore (Lim et *al.*, 2008 ; Wang et *al.*, 2008). Le comportement des plantes face à une pollution métallique se traduit de trois manières : (1) la plante exclue le métal par des complexes organiques de l'exsudation racinaire. (2) Le métal pénètre dans la plante et trouve des voies de détoxification, dans ce cas il est bioaccumulé. (3) La plante ne dispose pas de mécanismes de détoxification et dans ces conditions le métal va agir sur son métabolisme avec toute les conséquences sur la croissance du végétal.

Partie 1

Evaluation de la mobilité et biodisponibilité des métaux lourds dans les sols contaminés par les décharges publiques

I. Introduction

La teneur totale des métaux dans le sol ne fournit qu'une information partielle sur les interactions possibles avec les différents constituants du sol. De fait, la détermination de la spéciation des éléments métalliques est nécessaire afin de prédire leur distribution, leur mobilité et donc leur disponibilité biologique. La spéciation d'un élément peut être estimée au moyen des procédures d'extraction.

Un grand nombre de procédures d'extraction séquentielles sont développées (Tessier et *al.*, 1979 ; Fröstner et *al.*, 1985), elles sont utilisées pour déterminer la partition géochimique des métaux dans les différents compartiments du sol, elles permettent de quantifier les fractions de métaux liées comme échangeables, carbonatées, liées à la matière organique ou à d'autres fractions constitutives de la matrice du sol.

La teneur d'un sol en métaux est une donnée relativement accessoire si ce n'est pour déterminer le danger global (concentration maximale mobilisable). L'essentiel est de déterminer la fraction biodisponible, c'est-à-dire la partie accessible au végétal. Selon Juste et *al* (1988), la plante est le meilleur indicateur de la biodisponibilité réelle d'un élément car elle intègre l'effet de tous les facteurs qui déterminent cette dernière. L'estimation de la biodisponibilité d'un élément métallique dans le sol reste une approche couramment utilisée dans une optique de prédiction de carence ou de toxicité d'un élément pour une plante. Il existe deux approches classiques pour évaluer et prédire la biodisponibilité des éléments métalliques : (i) mesurer l'extractabilité des éléments métalliques par des extractants chimiques simples et/ou (ii) analyser les teneurs de ces éléments dans la plante.

L'objectif de cette étude est de :

- * Déterminer la répartition et la quantification des éléments métalliques, Cu ; Zn ; Cr ; Pb et Ni dans les compartiments du sol échantillonné.
- * Evaluer les métaux lourds disponibles à la végétation.

II. Matériels et méthodes

Notre étude a été réalisée au niveau de site de la décharge de Essour sachant que le sol de cette dernière est plus contaminé (IP = 7,84). Le protocole opérationnel de la mobilité des éléments métalliques (Cr ; Cu ; Zn ; Pb et Ni) a été réalisé au niveau de laboratoire de biotechnologie à l'université de Mostaganem. Les analyses des fractions métalliques ont été réalisées par absorption atomiques au laboratoire d'analyse privé situé à Canastel (Oran). Concernant le protocole expérimental de la biodisponibilité a été effectué au laboratoire de chimie organique appliquée à l'université Semlalia (Marrakech). Les éléments métalliques ont été quantifiés au niveau des fractions d'extraction par ICP AES au niveau de laboratoire au centre minier de Marrakech

II.1.Prélèvement et traitement des échantillons de sol

Les échantillons de sol ont été prélevés à une profondeur de 10 à 40 cm sur 4 points d'une même parcelle colonisée par une végétation naturelle diversifiée. En se basant sur la diversité et la densité végétale nous avons choisie trois parcelles de prélèvement de sol à proximité de la décharge de Essour (figure 10) : Sol1 à $35^{\circ} 59' 36''$ Nord, $0^{\circ} 18' 49''$ Est; Sol2 à $35^{\circ} 59' 43''$ Nord, $0^{\circ} 19' 24''$ Est; Sol3 à $35^{\circ} 59' 52''$ Nord, $0^{\circ} 19' 20''$ Est. Les quatre prélèvements de la même parcelle ont été mélangés pour former un échantillon moyen. Le traitement des sols a été réalisé selon les mêmes étapes déjà citée dans le chapitre III.

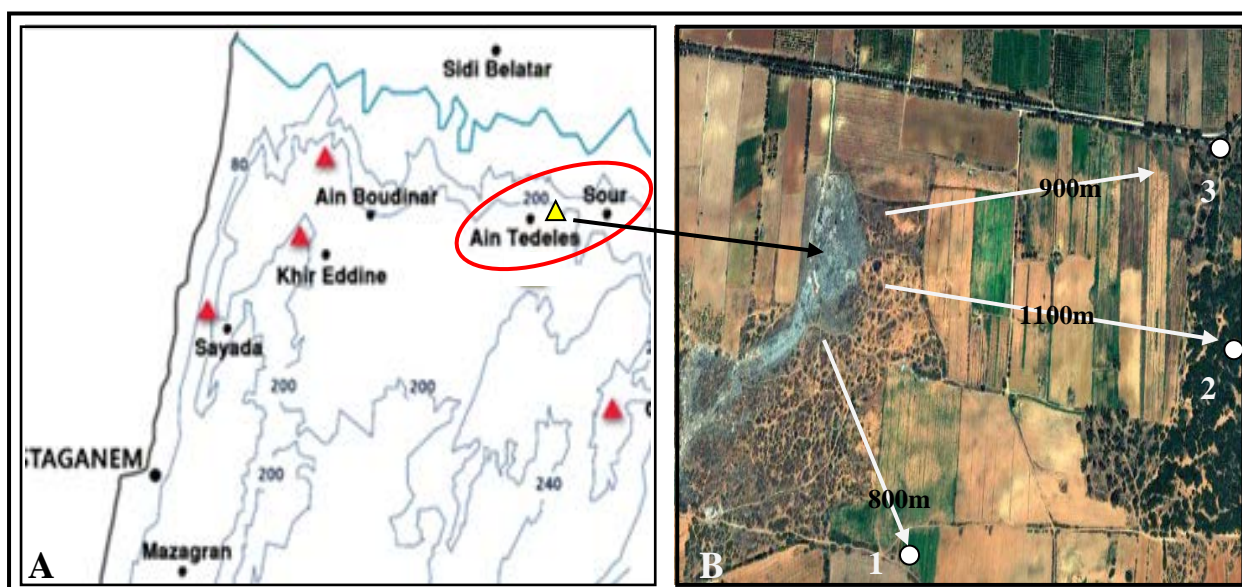


Figure 10. Localisation de la décharge (Δ) non conventionnelle entre la commune de Aintedless et Essour (A) et les parcelles de prélèvement des échantillons de sol (B : vue aérienne , google Earth). 1 : Sol1 ; 2 : Sol2 ; 3 :Sol3

II.2. Analyses physico chimiques

Nous avons caractérisé le sol étudié en se basant sur les paramètres physicochimiques liés à la mobilité métallique à savoir la granulométrie du sol, le pH du sol, la teneur du carbonate, capacité d'échange cationique, et la matière organique. Le protocole expérimental de l'ensemble des paramètres physicochimiques a été réalisé au niveau de laboratoire des analyses des sols à L'institut national des sol, irrigation et drainage (INSID) situé à El Matmar (Relizane) et au laboratoire d'écologie à l'université de Mostaganem.

II.2.1. pH

Le pH est mesuré après une mise en suspension de l'échantillon de sol séché dans l'eau dans un rapport 1/2,5 (p/v) selon la méthode décrite au chapitre III

II.2.2. La granulométrie

Les proportions des différentes classes granulométriques ont été déterminées selon la norme (NF X 31-107) (2003). Le protocole expérimental est présenté dans le chapitre III

II.2.3. L'humidité résiduelle

L'humidité résiduelle est définie selon la norme AFNOR NF X 31-102 (1992) comme la masse de l'échantillon de sol perdue après séchage à 105°C à partir d'un poids initial constant de cet échantillon à une température de 40°C.

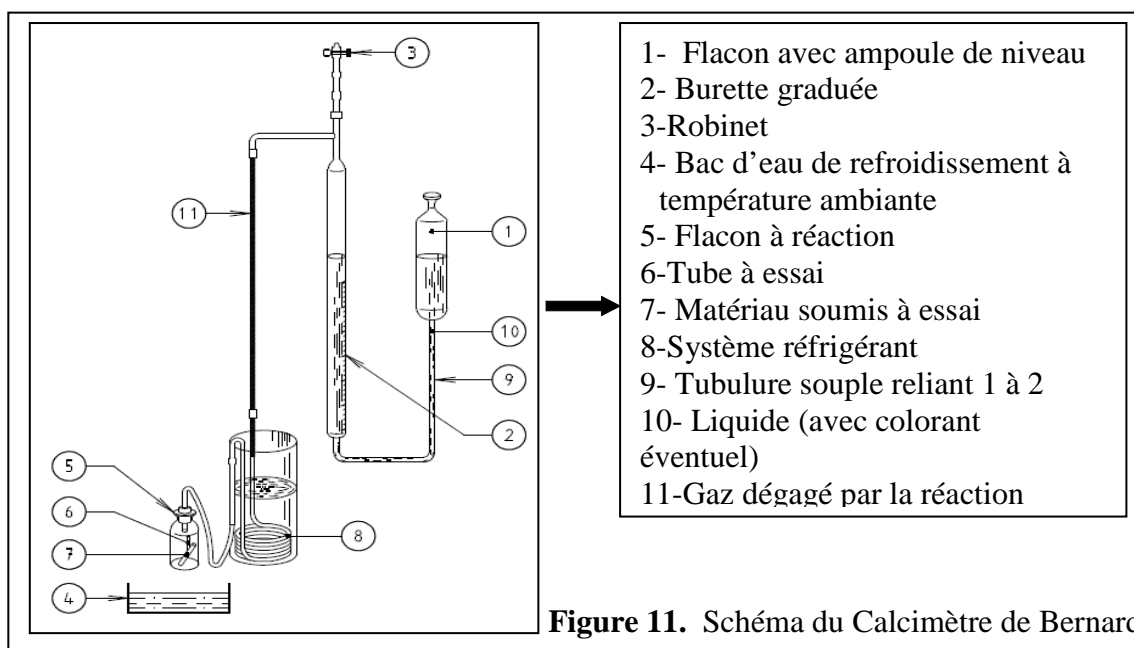
Sa mesure permet de déterminer la masse sèche d'un échantillon du sol. L'humidité résiduelle **H** est exprimée en pourcentage massique et elle est calculée par la relation suivante:

$$H = \frac{m_0 - m_1}{m_0} \times 100$$

- m_0 : étant la masse initiale d'échantillon séché à 40°C
- m_1 : sa masse finale, après séchage à 105°C pendant 24 heures de refroidissement. L'humidité des trois type de sol a été calculé pendant la saison printanière (Début du mois d'Avril)

II.2.4. Détermination de la teneur du carbonate

La teneur en carbonate a été déterminée selon la norme AFNOR NF P94-048 (1996) par le calcimètre Bernard (Figure 11)



Prendre $0,5 \pm 0,005$ g de sol, broyé et tamisé à 0,1 mm, puis suivre les étapes décrites ci-dessous :

- Une fois pesée introduire la prise d'essai, dans le flacon «5» propre et sec et mettre en place le système réfrigérant.
- Remplir le flacon «1» et la burette «2» d'eau distillée.
- Faire coïncider le niveau bas du flacon «1» avec le zéro en partie haute de la burette «2».
- Introduire environ 10 ml d'acide HCl concentré dans un tube à essai «6» placé dans le flacon «5».
- Obturer le flacon à réaction «5» au moyen de son bouchon ; la tubulure qui traverse ce dernier est relié par «11» à la partie supérieure de la burette «2», puis noter le volume V1
- Mettre en contact l'acide HCl contenu dans le réservoir du flacon «5» ou dans le tube à essai avec le matériau.
- Agiter le flacon «5» jusqu'à ce que le niveau d'eau ne varie plus.
- Attendre 5min environ et placer le flacon «5» dans le bac d'eau de refroidissement «4» à la température ambiante.
- Après équilibre de la température (environ 5 min) amener les niveaux «1» et «2» dans le même niveau et lire le volume V2, sur la burette «2».

Le calcul de la teneur en carbonate :

$$1,2 Vb P / m (\varnothing + 273)$$

Avec:

P: pression atmosphérique en kilo pascals

m: en kilogramme, prise d'essai

\emptyset : température en degré Celsius

Vb: en centimètres cube (volume du HCl dégagé)

Le pourcentage massique en carbonate permet le classement des sols (tableau 15).

Tableau 15. Classification des matériaux en fonction du pourcentage massique en carbonate.

Teneur en carbonate (%)	Classification
<10	Non calcaire
10 à 29	Peu calcaire
30 à 69	Moyennement calcaire
70 à 89	Fortement calcaire
≥ 90	Calcaire

II.2.5. La détermination de la capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique d'un sol est la quantité totale de cations que ce sol peut adsorber sur son complexe et échanger avec la solution environnante dans des conditions de pH bien définies. La CEC est exprimée en milliéquivalents (désignés par mé) pour 100 g de matière sèche. Les valeurs sont alors données en charges électriques unitaires :

Un milliéquivalent = poids atomique $\times 10^{-3}$ / valence,

si par exemple la CEC d'un sol est de 20 mé.100g⁻¹ et que ce sol est saturé par du calcium, Cela veut dire que l'échantillon retient $20 \times 40 / 2 = 400$ mg de calcium par 100g, alors que si c'est le potassium qui sature l'échantillon, celui-ci retient $20 \times 39 / 1 = 780$ mg de potassium par 100g (Gupta et al., 1998).

Selon le système international d'unités, la CEC est exprimée en centimole de charges positives par kilogramme (cmol+.Kg⁻¹), sachant que numériquement,

$$1 \text{ mé.} 100 \text{ g}^{-1} = 1 \text{ cmol. Kg}^{-1}$$

La CEC est déterminée selon la méthode de Orsini et Rémy (1976) :

* Dans un flacon à agitation de 200 ml ajouter 50 mL de la solution de chlorure de cobaltihexamine au 2,5 g de prise d'essai. Agiter pendant 1 heure puis filtrer. Recueillir les 20 premiers ml de la solution de filtrat dans un flacon fermant hermétiquement et effectuer le

dosage au plus tard 24 h après l'extraction. Les cations échangeables peuvent être dosés dans cette extrait.

* Mettre en marche l'appareil Parnas-wagner type Martin. Brancher le chauffe-ballon, ouvrir le réfrigérant et introduire 10ml de l'extrait et 20 ml d'eau distillée

* Placer la fiole conique de 250 ml contenant 40 ml de solution d'acide borique 2% et 6 gouttes d'indicateur de Tashiro en dessous du réfrigérant, la pointe plongeant dans le liquide * Verser quelques gouttes de phénolphaléine 0,1% dans l'appareil, l'indicateur vire au rose. Distiller jusqu'à environ 150 ml puis doser avec la solution d'acide sulfurique

* Faire un essai à blanc avec la solution de chlorure de cobaltihexamine et calculer la CEC

$CEC \text{ mé.}100\text{g-1 (ou cmol+.Kg -1)} = (M2-M1).N.V100/S.A = (M2-M1) 0,01 \times 50 \times 100/10S$

$$CEC = 5 (M2-M1)/S$$

Où M2: volume en ml de la solution d'acide sulfurique utilisée pour l'essai à blanc sur la solution de chlorure de cobaltihexamine,

M1: volume en ml de la solution d'acide sulfurique utilisée pour l'essai sur le distillat,

V: volume de la solution d'extraction (v = 50 ml),

S : poids de la prise de terre en g,

A : aliquote prélevée (10 ml),

N : concentration de l'acide sulfurique.

II.2.6. Mesure de la matière organique

La détermination de la matière organique totale est réalisée selon la méthode de Anne décrite par Aubert, (1978). Cette méthode est déjà décrite au chapitre III.

II.2.7. Détermination de la teneur totale en métaux lourds

Le dosage de la teneur total des métaux (Cr ; Cu ; Zn ; Pb et Ni) a été obtenu après digestion des échantillons selon la norme NF EN ISO 11 466. Il s'agit d'une extraction des éléments métalliques solubles dans l'eau régale (1volume d'acide nitrique / 3 volume d'acide chlorhydrique).

- Une prise d'essai de 1 g d'échantillon finement broyé a été mise dans 10 ml d'eau régale (2,5 ml HNO₃/7,5 ml HCL) pendant au moins 12 heures.

- Le mélange a été, ensuite, digéré à chaud pendant 2 heures.

- Après évaporation sur plaque chauffante, les cendres ont été repris une deuxième fois par 7,5 ml d'acide chlorhydrique et 2,5 ml d'acide nitrique et chauffés jusqu'à dissolution totale des résidus.

- La solution obtenue a été filtrée et ajustée à 25 ml par l'eau acidifiée à 1% d' HNO_3 et enfin conservée dans des piluliers en polyéthylène jusqu'au moment des analyses
- L'analyse des solutions extraites a été effectuée par ICP-AES un spectromètre d'émission atomique par plasma à couplage inductif

II.3. Protocole d'extractions séquentielles (BCR)

Le protocole de spéciation issu des travaux du Bureau Communautaire des Références (BCR) nous permet de déterminer la mobilité des métaux lourds, il comporte trois étapes :

Etape 1- Fraction échangeable et acido-soluble : 0.5 g d'échantillon de sol sont mélangés avec 20 ml de la solution d'acide acétique (0.11 mol.L^{-1}) dans un tube à centrifugeur. Le mélange est agité pendant 16h à température ambiante. L'extrait est séparé du résidu solide par centrifugation (10.000 t pendant 20mn). La fraction est réservée pour l'analyse des métaux et le résidu restant est lavé avec 20ml d'eau distillée en agitant pendant 10mn.

Etape 2- Fraction réductible : 20 ml de la solution d'hydrochlorure d'hydroxylamine à 0.1 mol.L^{-1} ajusté à pH 2 avec quelques gouttes d'acide nitrique sont ajoutés au résidu de l'étape précédent. L'extraction est réalisée de la même manière que dans l'étape 1. (Agitation centrifugation et lavage du résidu).

Etape 3- Fraction oxydable : Le résidu de l'étape 2 est mélangé avec 5ml de peroxyde d'hydrogène à 8.8 mol.L^{-1} . Le mélange est soumis à une agitation intermittente manuelle pendant 1h

Etape 4. Fraction résiduelle: Nous avons réalisé cette dernière étape afin de permettre la comparaison des teneurs extraites par le protocole BCR et le contenu total du sol. Le culot de la fraction obtenue à l'étape 3 est soumis à une attaque par l'eau régale (5ml d'acide nitrique et 15 ml d'acide chlorhydrique).Le mélange est chauffé à 100°C pendant 2h. Après refroidissement 10ml de HCl sont ajoutés au mélange, ce dernier est ensuite filtré.

L'analyse des solutions extraites a été effectuée par un spectromètre d'absorption atomique Perkin-Elmer

II.4. Protocole d'extractions simples

L'extraction spécifique, Ciblant spécifiquement une fraction du sol , repose sur l'utilisation d'un seul extractant, qui peut être de l'eau, un solvant organique (éthanol), un sel neutre (KCl, MgCl_2 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, KNO_3), un acide faible (acétate, oxalate), un agent complexant (EDTA, DTPA) ou encore un acide fort peu concentré (HCl, HNO_3)

Dans notre étude, nous avons déterminée la fraction extractible au CaCl_2 0,01 M et à L'EDTA

A- Extraction au CaCl₂

Le protocole d'extraction au chlorure de calcium est adapté de celui présenté par Blanchard (2000).

4g d'échantillon de sol sont mélangés avec 40 ml de la solution de CaCl₂ à 0.01mol.L⁻¹ dans un tube à centrifuger. L'ensemble est agité pendant 2h à température ambiante. La solution est extraire par centrifugation

B-Extraction à L'EDTA

La solution d'extraction à 0.05 mol.L⁻¹ en EDTA (Ethylène Diamine Tetraacetic Acide) est préparée selon la procédure du Bureau Communautaire des Références (Quevauviller et al., 1996)

14.612g ±0.005 g d'EDTA sont ajoutés à 80 ± 2ml d'eau distillée et dissoute par l'ajout de 13 ± 0.5ml de solution d'ammoniaque concentrée. L'addition est poursuivie jusqu'à la dissolution totale de l'EDTA. La solution obtenue est diluée avec de l'eau distillée jusqu'au volume de 900ml. Le pH est ajusté à 7.00± 0.05 en ajoutant l'ammoniaque ou l'acide chlorhydrique ensuite le volume est ajusté à 1litre.

Dans un tube à centrifuger sont mélangés 4g d'échantillon de sol avec 40ml de solution d'EDTA tamponnée à pH 7. Le mélange est agité pendant 1h à température ambiante. La solution est extraite par centrifugation.

L'analyse des solutions extraites a été effectuée par ICP-AES au spectromètre d'émission atomique par plasma à couplage inductif

III. Résultats et discussions

III.1.Résultats et discussions des caractéristiques physicochimiques des sols

➤ Les tableaux 16 et 17 récapitulent les caractéristiques physicochimiques des échantillons de sol (sol1, sol2 et sol3) étudiés au voisinage de la décharge. Les valeurs enregistrées sont calculées à base des moyennes des 5 répétitions pour chaque échantillon de sol. Nous remarquons que les trois sols présentent une structure sableuse légèrement limoneuse avec dominance des sables grossiers dont les pourcentages varient de 49.60% (sol1), 50.70 % (sol 3) et 53.77 % (sol 2) (tableau 16). Cette structure facilite la contamination métallique des sols en profondeur et en parcelles inter-sol.

➤ Les valeurs moyennes de l'humidité résiduelle trouvées sont 18.28%, 16.70% et 18.83% respectivement pour le sol 1, sol 2 et sol 3 (tableau 17). L'humidité est un paramètre écologique lié aux conditions climatiques qui intervient indirectement en favorisant l'activité biologique

et donc la production de substance susceptible de mobiliser les éléments et donc leur prélèvement par les racines. En années humides les racines prélèvent plus de métaux lourds si les éléments sont d'origine anthropique (Frérot et *al.*, 2006). Par contre en années sèches, les racines descendent plus profondément dans le profil du sol et prélèvent moins de métaux lourds

➤ Les pourcentages massiques de carbonates au niveau des trois sols (tableau 17) montrent que ces derniers sont peu calcaires avec des teneurs moyennes de 26.24 % (sol 1), 26.73% (sol 2) et 27.17 % (sol 3). La présence des carbonates favorise la basicité du sol. Ils doivent leur réactivité à l'hydratation de leur surface qui conduit à la formation de groupements – CaOH. La dissociation de ces composés entraîne l'adsorption des métaux à leur surface. (Thomas et *al.*, 1993 ; Bataillardet et *al.*, 2002). La précipitation ou co-précipitation de certains métaux lourds avec ces composés sont également responsables de leur rétention dans les sols. (Cotter-Howells, 1996)

➤ Les valeurs du pH des trois sols collectés sont d'une basicité remarquable qui s'échelonne entre 8.73 (sol 1), 8.59 (sol 2) et 8.62 (sol 3) (tableau 17). Cela pourrait notamment résulter de l'activité biologique et d'une augmentation de la teneur en CO₂.

Le pH est un facteur important influençant la solubilité et la spéciation du métal et donc sa biodisponibilité (Babich and Stotzky, 1980). Quand le pH diminue d'une unité, la concentration des cations métalliques libres augmente d'environ un facteur de 2 dans la solution du sol et par conséquent améliore la phytoextraction. (Sanders et *al.*, 1986).

➤ Les valeurs moyennes de la capacité d'échange cationique (CEC) estimées dans les sols (1, 2 et 3) sont moyennes, elles varient entre 18.54 meq /100g ,17.52 meq /100g et 18.32 meq/ 100g respectivement (tableau 17). D'après Ekalund et *al.*, (2003) les sols minéraux ont une CEC de 60 meq / 100 g) et les sols organiques ont une CEC de 200 meq/100. Une CEC élevée veut dire que la possibilité de fixation sur les charges négatives augmente. Plus la CEC est élevée, plus les cations métalliques (Cd, Pb, Cr, Co, Zn, , Cu et Ni) sont adsorbés ou complexés par les matières organiques, les argiles et les oxydes, donc moins assimilables par les plantes. C'est pourquoi la quantité et la nature des matières organiques, des argiles et des oxydes dans le sol conditionnent la mobilité des métaux lourds. Les sols sableux permettent donc un transfert des métaux lourds vers les plantes plus élevé que les sols plus lourds (plus argileux). Le transfert du Cu et du Ni vers les racines est principalement contrôlé par la CEC (Bargagli, 1998).

➤ Les taux moyens de la matière organique enregistrés dans les sols (1, 2 et 3) sont, 3.26 %, 3.12% et 3.18% respectivement (tableau17). Ce qui montre que ces sols sont organiques. En effet en plus de la charge organique de type anthropique, il existe une source de la matière organique qui se compose de la fraction vivante (micro-organisme, rhizosphère des végétaux supérieurs, animaux fouisseurs) et de la fraction morte (débris végétaux et animaux plus ou moins décomposés en humus,) (Kabata-Pendias ,2001). Magesan et *al*, (2000) estiment que dans une décharge plus les deux tiers des rejets urbains générés par habitant par jour sont des éléments organiques. L'apport excessif des éléments minéraux causé par la pollution stimulent l'activité microbiologique du sol, ce qui favorise la minéralisation de la matière organique et par conséquent libération des éléments métalliques.

Son influence sur la fixation des éléments trace est importante, elle est donc un facteur clef des échanges ioniques et des cycles géochimiques des éléments métalliques.

➤ Les résultats des analyses des métaux lourds totaux enregistrés au niveau des échantillons des sols (sol 1, sol 2 et sol 3) (figue 12) ont révélé des teneurs moyennes élevées pour le Cr, Zn et qui sont proches de celle enregistrées au niveau des échantillons prélevés de sol à 50 mètres de la décharge (chapitre III). Les valeurs sont respectivement pour le Cr et Zn, 1328mg kg⁻¹(Sol1) 1410 mg kg⁻¹ (Sol2) et 1425 mg kg⁻¹ (Sol3) et 989.8 mg kg⁻¹ (Sol1), 866.8 mg kg⁻¹ (Sol2) et 876.5 mg kg⁻¹ (Sol3). Cependant nous avons enregistré des teneurs plus élevées concernant les éléments métalliques, Cu, Pb, et Ni et qui sont 542 .7 mg kg⁻¹ (Sol1), 503 mg kg⁻¹ (Sol2) et 566.3 mg kg⁻¹ (Sol3) ; 165.4 mg kg⁻¹ (Sol1),109.6 mg kg⁻¹ (Sol2) et 185.3 mg kg⁻¹ (Sol3) ; 63 mg kg⁻¹ (Sol1), 49 mg kg⁻¹ (Sol2) et 76.4 mg kg⁻¹ (Sol3) respectivement.

A travers ces résultats nous constatons qu'il existe des transferts latéraux à la surface du sol entraînent les éléments métalliques par ruissellement ou érosion. Les métaux lourds peuvent se retrouver dispersés dans les réseaux fluviaux ou sous forme d'aérosols à plusieurs kilomètres des sites d'origine. Cette contamination diffuse rend le phénomène encore plus dévastateur et difficile à contrôler (Bell et *al*, 2001 ; Passariello et *al*, 2002). Les teneurs élevées des éléments métalliques, Pb, Cu et Ni dans les trois échantillons de sol, loin de la source de contamination est en relation avec les concentrations ajoutées au sols par les dépôt atmosphériques, car les métaux lourds comme le plomb, le cadmium, le zinc, le cuivre et le nickel se trouvent soit sous la forme gazeuse (métaux volatils) ou sous forme de composés métalliques solides, déposés sur les poussières formées lors des phénomènes de combustion dans les incinérateurs d'ordures ménagères. (Kadem 2005).

Tableau 16 .Caractéristiques granulométriques des sols
(Couche de 10 à 40 cm)

Sols	Argile %	limon %	Sable Grossier %	Sable fin %
Sol 1	11.67	12.23	49.60	25.70
Sol 2	12.07	13.32	53.77	17.85
Sol 3	12.49	14.40	50.70	22.40

Tableau 17. Caractéristiques physico chimiques des sols (Couche de 10 à 40 cm)

Paramètres Sols	Humidité Résiduelle (%)	pH eau	CEC meg /100g	Carbonate (%)	Matière organique(%)
Sol 1	18.28 ±3.6	8.73 ±0.09	18.54 ±2.8	26.24 ±6.3	3.26 ±1.2
Sol 2	16.70 ±2.8	8.59 ±1.5	17.52 ± 4.2	26.73 ±5.8	3.12 ±1.5
Sol 3	18.83 ±3.9	8.62 ±1.8	18.32 ±3.5	27.17 ±6.3	3.58 ±0.8

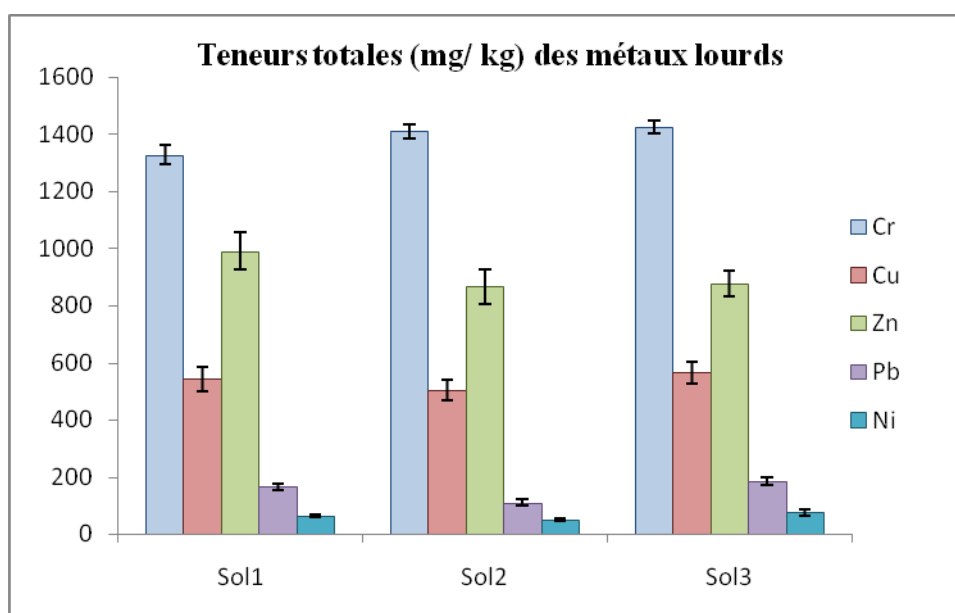


Figure 12 . Teneurs moyenne (mgkg⁻¹) des métaux lourds au niveau des sols au voisinage de la décharge (couche de 10 à 40cm)

III.2.Résultats de la mobilité des métaux lourds

Le protocole d'extraction des trois étapes (BCR) a été appliqué aux échantillons de sol prélevés au voisinage de la décharge d'Essour et présentant une végétation diversifiée. Afin de faciliter l'interprétation des résultats, les éléments métalliques étudiés (Cr, Cu, Zn, Pb, et Ni) sont

présentés par des histogrammes simples montrant les pourcentages de la répartition des teneurs extraites par les différents extractants chimiques, par rapport au contenu global et les teneurs en mg kg^{-1} sont présentées dans l'annexe 2

*** Chrome (Cr)**

La distribution du chrome dans les différentes phases de sol est présentée dans la figure (13). La fraction acido-soluble est faible (F1) (< à 5 %) et la fraction réductible (F2) est négligeable (< à 2 %). La fraction oxydable (F3) présente des teneurs comprises entre 22% et 32%. La majeure partie du Chrome est liée à la fraction résiduelle (F4) (62.3 % - 68.4 %)

*** Cuivre (Cu)**

Le cuivre présente la même répartition que le chrome (figure 14). Les fractions acido-soluble et réductible contiennent des teneurs faibles ne dépassant pas 4% et 3.2% respectivement. Il se trouve cependant essentiellement lié à la fraction organique (F3) (34% - 45%) et la fraction résiduelle (F4) (48.7% - 58.2%).

*** Zinc (Zn)**

La fraction acido-soluble (F1) et réductible (F2) sont faiblement représentées (3% - 4.8% et 2.9% - 4.3%) respectivement. Il est partagé entre la phase oxydable (24% - 35.4%) et résiduelle (57% - 68%). (figure 15)

*** Plomb (Pb)**

Les résultats des extractions séquentielles pour le plomb sont présentés dans la figure (16). Ils mettent en évidence une fraction extraite par l'acide acétique (F1) (12% - 18%) et une fraction associée aux oxydes de fer et de manganèse (F2) (7% - 9%). Cependant il se trouve essentiellement lié à la fraction organique (F3) (42% - 51 %). dans la phase résiduelle (F4) il se trouve entre 23% et 36.2 %.

*** Nickel (Ni)**

La figure (17) montre que le nickel est présent en majorité dans la phase résiduelle (49.8% - 52.7%). Il est présent aussi dans la phase oxydable (22% - 24.8%). Nous constatons par ailleurs qu'il est assez disponible dans la fraction acido-soluble (12.6% - 18%), dans la phase réductible il se trouve entre 8% et 11%.

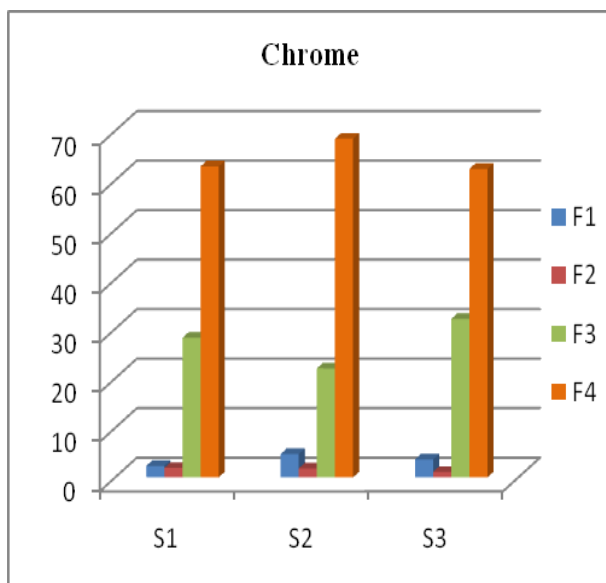


Figure 13. Distribution du chrome(%) dans les différentes phases des sols étudiés

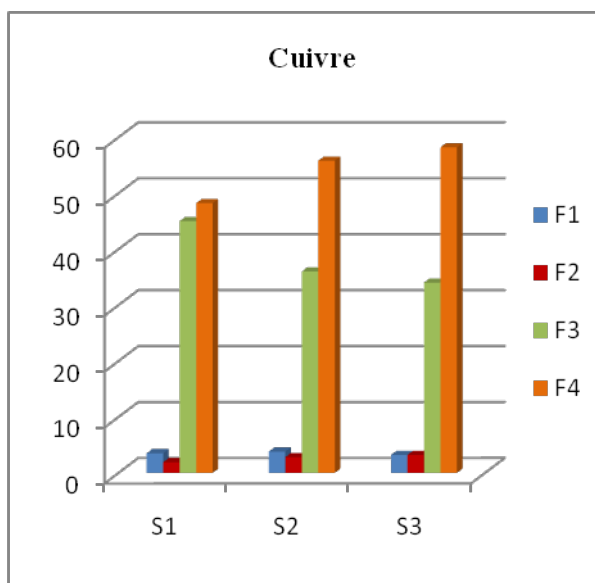


Figure 14. Distribution du cuivre (%) dans les différentes phases des sols étudiés

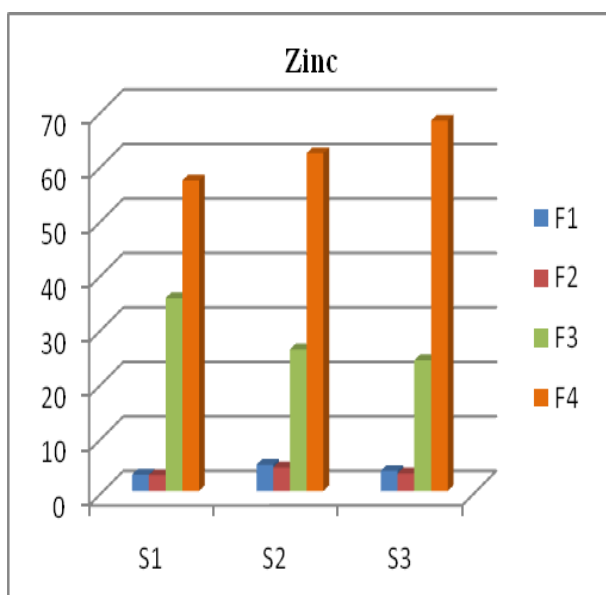


Figure 15. Distribution du zinc (%) dans les différentes phases des sols étudiés

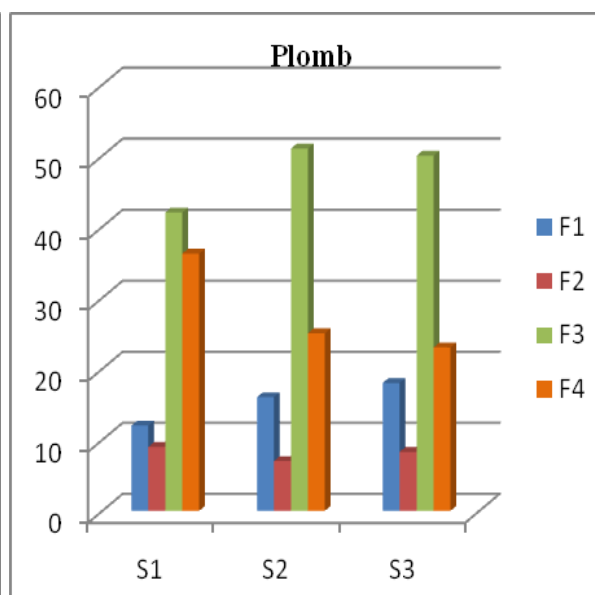


Figure 16. Distribution du plomb (%) dans les différentes phases des sols étudiés

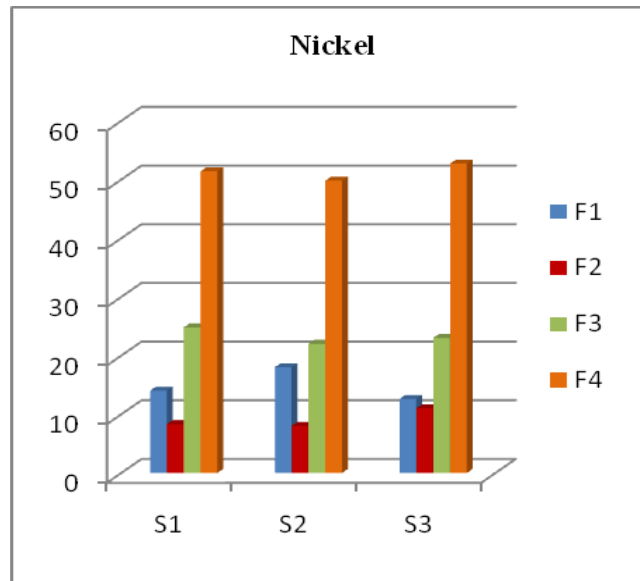


Figure 17. Distribution du Nickel (%) dans les différentes phases des sols étudiés

F1 : La fraction acido-soluble
F3 : Fraction oxydable

F2 : La fraction réductible
F4 : la fraction résiduelle

III.3. Discussions de la mobilité des métaux lourds

➤ La mobilité des espèces chimiques métalliques peut être définie par leur aptitude à être transférées vers des compartiments du sol où elles sont moins énergiquement retenues, le compartiment ultime étant la phase liquide représentée par la solution du sol. C'est cette dernière qui constitue le réservoir principal d'alimentation pour les plantes (McLaughlin et *al.*, 2000 ; Kabata-Pendias et Pendias., 2001).

➤ Les résultats obtenus de la mobilité des métaux lourds au niveau du sol montrent que la rétention du Chrome se fait majoritairement sur la matière organique (F3) et la fraction résiduelle (F4). Selon Blanchard (2000), le chrome se fixe sur la matière organique au cours du temps. Des réactions d'oxydation mettant en jeu les acides humiques permettant la réduction de Cr (VI) en (Cr III), puis sa chélation avec les acides humiques d'où la forte rétention observée. Le Cr reste localisé dans l'horizon de surface et il est lié à la phase résiduelle (Legret, 1988). Cette répartition du Cr est aussi décrite par de nombreuses études réalisées sur des sols contaminés qui associent préférentiellement le Cr à la fraction organique et résiduelle (Kierczak ,2007 ; Tiglyene, 2008) et à la phase résiduelle (Baba Ahmed ,2010)

➤ Les résultats de la mobilité du cuivre dans le sol étudié montrent que les fractions échangeables liées aux carbonates (F1) et réductible (F2) ne constituent pas un site privilégié pour la concentration de cette élément (teneurs faibles). Il est cependant essentiellement lié à la

matière organique et la fraction résiduelle. Même résultats obtenus dans un sol contaminé par des eaux usées (Yatrabi et al 2000 ; Baba Ahmed, 2010). Cette grande affinité envers la fraction oxydable a été enregistrée aussi dans le sol d'une décharge publique (Romane et al 2015). Selon Adriano (2001) 98% du Cu soluble dans le sol se trouvent complexés par la matière organique, alors que Underwood et al , (1999) estiment que 80% du Cu soluble est sous forme chélatée.

➤ La mobilité du zinc est majoritairement associée à la phase résiduelle suivie par la phase organique. Cette mobilité est donc limitée par une faible dissolution. En appliquant le protocole Tessier à un modèle de sol synthétique, Xiao-quan et al., (1993) a enregistré des teneurs importantes en zinc dans la fraction organique et qu'il se trouve lié à l'acide humique en formant des complexes stables. En effet cet élément se converti rapidement dans ses formes chimique les moins actives dans le sol (complexes organiques et précipités minéraux) (Pichard, 2005). Cependant plusieurs auteurs ont enregistré une prédominance de la phase (F1) et (F2). (Maiz et al ,2000 ; Romane et al .2015), cela est peut être lié à la source et la nature de la pollution du sol. La fraction mobile de Zn représente 1 à 20% et ses complexes avec la matière organique 1,5 à 2,3%. (Gupta, 1996). Selon Goulding et al, (1998) en moyenne 65% de Zn soluble dans les sols se trouvent associés aux amines et aux acides fulviques, tandis que les complexes insolubles sont associés aux acides humiques.

➤ Le plomb se trouve lié essentiellement à la fraction organique. Même résultat obtenu par Sanders (1986). Selon cet auteur, la grande affinité de la matière organique vis-à vis de ce métal expliquerait l'accumulation préférentielle de ce métal dans les horizons de surface. Le Pb introduit dans le sol ne subit que peu de transformation et migre relativement peu à travers les différents horizons. Etant peu mobile, il reste généralement fixé à la partie supérieure du sol. Toutefois une texture légère et un pH acide provoqueraient un lessivage important et une contamination en profondeur (Pais et Benton, 2000)

➤ Concernant le nickel, nous le trouvons partagé entre les différentes phases du sol avec une prédominance de la fraction liée à la phase résiduelle suivie de la phase oxydable. Même résultats ont été rapportés par plusieurs travaux (Maiz et al, 1987 ; Manceau et al, 2002 b). Cependant sa disponibilité dans la fraction acido-soluble est plus importante en comparaison avec les autres éléments métalliques étudiés. L'affinité du Ni à la phase oxydable et la fraction acido-soluble à été enregistrée par El Ass et al (2003) au niveau des sols contaminés par les eaux usées. Pour la plupart des sols , moins de 15 à 30 % de la totalité du Ni est extraite avec

les oxydes de Mn. En revanche le Ni anthropogène aurait tendance à rester échangeable, à se lier aux matières organiques et aux carbonates (sols calcaires). (Baize, 1997)

III.4. Résultats de la biodisponibilité des métaux lourds

Les tests d'extraction au chlorure de calcium (CaCl_2) et à l'Éthylène Diamine Tetraacetic Acide (EDTA) nous permettent une qualification de la fraction mobilisable qui s'apparente à la fraction potentiellement biodisponible ou potentiellement lixiviable. Pour cette étude nous avons choisi le sol-3 (S3) prélevé au voisinage de la décharge. Les teneurs extraites par CaCl_2 et par l'EDTA pour chaque élément en % sont présentés dans la figure (19)

➤ La figure 18 présente la distribution des éléments métalliques (Cr ; Cu ; Zn ; Pb ; Ni) dans les différentes phases du sol3 enregistrée par application du protocole d'extraction séquentielle BCR. Pour chaque élément étudié les deux types d'extraction ont été comparés. En outre, la somme des trois étapes d'extraction (BCR) peut être considérée comme une fraction accessible à la lixiviation et comparée à la fraction mobilisable.

➤ La fraction mobilisable extraite par le CaCl_2 pour les éléments (Cr ; Cu ; Zn ; Pb et Ni) est faible elle est de l'ordre de 1.42% ; 1.58% ; 2.58% ; 1.84% et 2.3% respectivement (figure 19). La fraction mobilisable extraite par l'EDTA est en revanche très importante, les teneurs enregistrées sont : 39.5% (Pb) ; 38% (Cu) ; 32.3% (Zn) (figure 19). Cela semble que l'EDTA présente un effet remarquable sur le relargage de ces métaux. Exception pour le Cr (12.5%) et le Ni (19%) le relargage est moins important, cela semble nécessiter des conditions plus agressives ou des temps de contact plus long.

Il convient de remarquer que la somme des fractions extraites par les trois séquences du protocole séquentiel est de 36.8% ; 40.4% ; 30.9% ; 76% et 46.6% respectivement pour le Cr ; Cu ; Zn ; Pb et le Ni dont 32%(Cr) ; 34%(Cu) ; 24%(Zn) ; 50% (Pb) et 23%(Ni) sont associés à la matière oxydable. Ce qui révèle encore une fois la tendance de ces éléments métalliques à former des complexes stables avec la matière organique. Cette forte rétention n'empêche pas un risque de mobilisation à moyen et à long terme

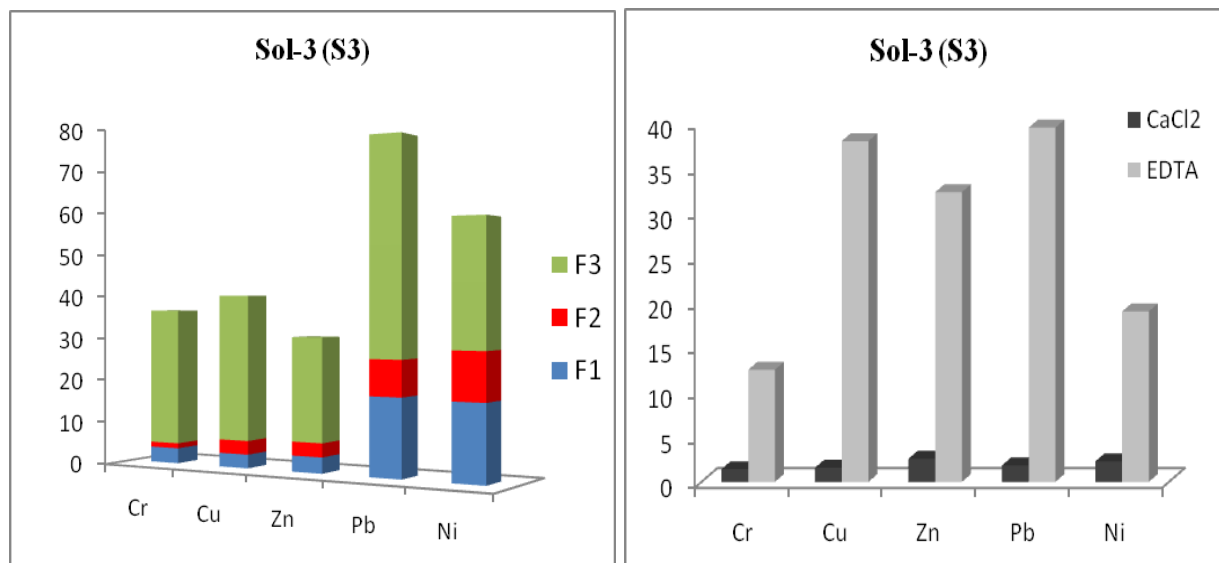


Figure 18. Distribution des métaux lourds Dans les différentes phases du sol 3 (BCR)

Figure 19. Fraction mobilisable(Phytodisponible) des métaux lourds au niveau du sol 3

III.5. Discussions de la biodisponibilité des métaux lourds

➤ De nombreuses recherches, dans le domaine de l'écotoxicité des métaux lourds, s'accordent sur le fait que le risque résulte non pas des concentrations totales relevées dans les sols pollués, mais de leur fraction biodisponible (Van Straalen, 2002 ; Janssen *et al.*, 2003 ; Scheifler *et al.*, 2003)

➤ La biodisponibilité d'un élément métallique est son aptitude à passer d'un compartiment quelconque du sol dans un être vivant (microorganisme, végétal, animal, ou Homme) (Baize, 1997; Selim et Kingery, 2003).

➤ L'EDTA a été choisi comme agent chélatant pour sa haute affinité pour une large gamme d'espèces cationiques. Ure *et al.* (1996) considère l'EDTA comme un réactif capable d'extraire les métaux présents dans les phases non liées à la silice, y compris les métaux complexés par la matière organique, les métaux échangeable et susceptible de refléter la disponibilité du métal à la fois à court terme et relativement à long terme.

➤ La somme des fractions (F1, F2, F3) pour l'ensemble des éléments métallique est plus élevée que la teneur enregistrée par l'EDTA. Il est reconnu que les trois premières fractions sont plus mobilisables que la fraction résiduelle (Garrabrants *et al.*, 1997). En effet, les métaux adsorbés, échangés et liés aux carbonates sont généralement ceux apportés par l'activité humaine. Ils sont faiblement liés aux sédiments et peuvent facilement s'équilibrer en phase aqueuse et devenir plus biodisponible. (Tessier *et al.*, 1979 ; Naik *et al.*, 2010) .Par contre les

métaux incorporés dans la phase minérale (F4) sont d'origine naturelle et sont donc très stables. (Meers et *al.*, 2006) Ils sont jugés comme étant chimiquement stable et biologiquement inactif. Les métaux liés aux oxydes de Fe-Mn et à la matière organique peuvent être d'origine anthropogénique (Gupta et *al.*, 1998). leur mobilité est sensible aux changements de potentiel redox et de pH. Les ions métalliques libres et les espèces neutres, sont les formes les plus réactives, car plus facilement assimilables par les organismes vivant. (Hart, 1981)

➤ La phytodisponibilité d'un métal lourd c'est la quantité d'élément qui peut être transférée (prélevée) dans la plante durant son développement (Bourrelier et Berthelin, 2008) A coté des facteurs liés au sol (pH, CEC, Mo...), contrôlant la phytodisponibilité, le prélèvement des métaux lourds par les racines est sous l'influence de facteur lié à la plante. En effet la capacité des plantes à émettre des exsudats racinaires augmentant la solubilité des métaux lourds dans la rhizosphère. (Mench, 1985., Prasad et *al.*, 2003).

IV. Conclusion

A travers de l'étude de mobilité (spéciation) des métaux lourds (Cr; Cu ; Zn; Pb et Ni) dans les sols à proximité de la décharge, l'application du protocole d'extraction séquentielle a permis de mettre en évidence la répartition des éléments métalliques dans les différentes phases du sol. Nous avons pu constater que la phase organique présente un site privilégié pour tous les éléments métalliques étudiés. Cette grande affinité envers cette phase est en relation avec la source de la pollution organique au niveau des décharges publiques non contrôlées.

La disponibilité du Pb et Ni dans la fraction acido-soluble est plus importante en comparaison avec les autres éléments métalliques étudiés, ce qui favorise mieux leur mobilité.

❖ En termes de mobilité et disponibilité nous pouvons conclure que le nickel et le plomb sont modérément disponibles tandis que le chrome, le zinc et le cuivre possèdent une disponibilité très limitée et seule une destruction de la phase oxydable sous l'effet d'une variation des conditions physicochimiques ou de l'activité bactérienne peut permettre leur libération. L'application des extractions simples au sol 3 a montré que les teneurs extraites au chlorure de calcium sont faibles. La fraction mobilisable extraite à l'EDTA est relativement importante pour le cuivre, le zinc et le plomb indiquant un excellent relargage de ces métaux. Exception pour le Cr et le Ni le relargage est moins important, cela semble nécessiter des conditions plus agressives ou des temps de contact plus long.

Partie 2

Evaluation des éléments métalliques au niveau de la végétation

I. Introduction

La contamination des sols par les polluants métalliques est une réalité de plus en plus préoccupante. Les sols ainsi contaminés possèdent la fonction de la rétention des polluants mais ils peuvent jouer ensuite le rôle de source de l'émission dans l'eau, l'air et le transfert vers les végétaux dont les risques associés sont la phytotoxicité et la contamination de la chaîne alimentaire

Certains éléments métalliques sont essentiels aux végétaux à de faibles concentrations. Mais, ils agissent à de fortes concentrations comme un facteur de stress qui entraîne une modification de la réaction physiologique. Le terme « sensibilité » décrit les effets du stress, qui peuvent aller jusqu'à la mort de la plante. Par opposition, le terme « résistance » fait référence à la réaction de la plante qui lui permet de survivre face au stress métallique et d'assurer sa descendance (Levitt, 1980). Le phénomène de résistance implique deux stratégies principales à savoir, la stratégie d'évitement où la plante limite l'absorption des éléments métalliques et la stratégie de tolérance où la plante résiste au stress métalliques en limitant les effets néfastes grâce aux phénomènes physiologiques

L'évaluation de la phytodisponibilité à travers la seule extraction chimique apparaît très risquée et il serait préférable de mesurer directement les concentrations obtenues dans les plantes chaque fois qu'il est possible de le faire. Cependant cette approche s'avère elle-même complexe, car chaque espèce présente un comportement d'accumulation spécifique : non-accumulation des métaux toxiques, accumulation à des degrés divers, accumulation dans des organes différents.

La plante est le meilleur révélateur de la biodisponibilité réelle d'un élément car elle intègre l'effet de tous les facteurs qui la déterminent (Just et al, 1988). Le diagnostic végétal a été utilisé de longue date, et plus particulièrement dans le cas des métaux en traces, comme critère d'appréciation de la biodisponibilité grâce à la définition de seuils de carences ou de toxicité. La dynamique des éléments métalliques dans le système sol-plante a fait l'objet de nombreux essais en laboratoire, mais dans des conditions souvent éloignées des réalités des terrains. C'est pour cette raison que nous avons procédé à un échantillonnage de végétation en croissances au

niveau des sols à proximité des trois décharges non contrôlées. Nous avons établi un inventaire floristique en suite après identification des espèces, nous avons évalué les éléments métalliques totaux au niveau des organes végétatifs de quelques espèces à croissance luxurieuses.

II-Matériels et méthodes

II.1-Echantillonnage et identification des plantes

✓ L'inventaire de la végétation a été réalisé in situ pendant la période d'avril et juin de l'année 2010 et 2011, en utilisant des parcelles de 1m² (aire minimale d'échantillonnage) et des transects au hasard en se basant sur l'hétérogénéité de la végétation.

✓ L'identification des espèces végétales s'est faite avec la flore de Quezel & Santa (1962) et a été réalisée au laboratoire de botanique et de biologie végétale à l'université de Mostaganem en se basant sur les documents de taxonomie.

✓ Le choix des échantillons de plantes prélevées est basé en particulier sur les espèces adultes luxurieuses et qui marquent leur présence dans les sites à proximité des décharges non contrôlées.

✓ Pour chaque espèce végétale prélevée, un échantillon moyen composé de cinq prélèvements a été retenu pour l'analyse.

II.2.Minéralisation des échantillons de plantes

Les racines et les feuilles des plantes ont été sélectionnées pour la minéralisation, les parties de la plante (racines et feuilles) ont été rincées à l'eau du robinet puis à l'eau distillée pour éviter toute contamination en métaux lourds due à un contact entre les organes et le substrat. Elles ont été mises individuellement dans des sachets en papier numérotés puis placées à l'étuve à 70°C pendant 48 heures. La matière sèche produite par espèce végétale a été broyée et homogénéisée pour les analyses.

La minéralisation des plantes a été effectuée au laboratoire de chimie organique appliquée à la faculté des sciences, Université de Marrakech.

0.5 g de poudre végétale finement moulue est minéralisée dans un mélange de 6 ml d'acide nitrique concentré (HNO₃), 2ml d'acide sulfurique concentré (H₂SO₄) et 6 ml d'eau oxygénée (H₂O₂) (Schwartz, 1997). Le mélange est porté à ébullition dans un bain de sable pendant 30 mn. Après refroidissement le mélange est filtré ensuite ajusté à 25 ml d'acide nitrique 0,1 mol puis conservé dans des piluliers jusqu'au moment des analyses.

II.3. Analyse des éléments métalliques

Les analyses quantitatives des extraits végétaux ont été effectuées par spectroscopie d'Emission de Plasma (ICP-AES) au laboratoire d'analyse au centre minier de Marrakech

III. Résultats

III.1. Teneurs des métaux majeurs et des métaux lourds au niveau de la végétation à croissance luxurieuse

➤ La présence des éléments métalliques notamment le taux excessif des métaux lourds dans le sol modifie considérablement la composition floristique des sites ne permettant l'installation que d'un nombre d'espèce supportant leur toxicité.

➤ Nous considérons qu'une plante à croissance luxurieuse c'est celle qui marque une abondance et face à un stress métallique sa croissance n'est pas affectée. L'examen botanique des espèces à croissance luxurieuse (inventaire et identification) a révélé la présence de 17 familles et 22 espèces (tableau 18).

➤ Le contenu total en métaux dans la végétation spontanée (mg kg^{-1}) a été évalué au niveau de 7 espèces végétales prélevées du site III à savoir *Pistacia lentiscus* L (P1) ; *Euphorbia cyparissias* L (P2) ; *Marrubium vulgare* L (P3) ; *Asparagus officinalis* L (P4) ; *Malva sylvestris* L (P5) ; *Plantago lanceolata* L (P6) et *Urtica dioica* L (P7). Ces espèces de type herbacé ont marqué leur présence et leur dominance au niveau des trois sites d'étude. L'analyse des éléments métalliques majeurs pour les 7 espèces végétales est résumée dans la figure (20). Les résultats montrent que pour l'ensemble des éléments métalliques majeurs mesurés notamment le K, Ca, Mg, Fe et Na, les valeurs sont adéquates selon celles décrites par (Gobat et al., 2009) à l'exception de Fe et Mg qui dépassent les teneurs naturelles avec un maximum de 3806 mg kg^{-1} chez *P. lentiscus* L pour Fe et 7544 mg kg^{-1} chez *Urtica dioica* L pour Mg. Toutefois Les teneurs supérieures aux concentrations naturelles pour Al et Si sont notées dans l'ensemble des espèces végétales étudiées. Cependant pour le Mn (14 mg kg^{-1} pour *P. lentiscus* L et 38 mg kg^{-1} pour *A. officinalis* L), les valeurs notées sont inférieures à la valeur naturelle maximale qui est de 200 mg kg^{-1} (Gobat et al 2009), les valeurs sont en rapport avec les concentrations observées dans les sols des sites étudiés.

➤ Concernant la contamination de la végétation naturelle par les métaux lourds, peu de travaux sont effectués sur l'impact des décharges publiques sur la végétation par contre plusieurs études se sont penchées sur l'impact des sites miniers et métallurgiques sur les

végétaux citons les travaux de Boularbah (2006) et Esteban (2006). Les résultats (figure 21) montrent que les concentrations en métaux lourds dans les tissus de la végétation étudiée sont élevées avec des valeurs maximales qui sont respectivement 6829 mg kg⁻¹ chez *A.officinalis* L pour Cr ; 4030.6 mg kg⁻¹ chez *M. vulgare* L pour Cu ; 9168.5 mg kg⁻¹ chez *P. lentiscus* L pour Zn ; 28.2 mg kg⁻¹ chez *E. cyparissias* L pour Cd ; 28.6 mg kg⁻¹ chez *M. vulgare* L pour Pb ; 57.8 mg kg⁻¹ chez *E. cyparissias* L pour Ni ; 9 mg kg⁻¹ chez *A.officinalis* L pour As et 71 mg kg⁻¹ chez *P. lentiscus* L pour Co. Ces valeurs excèdent celles recommandées par l'OMS et qui sont respectivement pour Cr (0.1 mg kg⁻¹), Cu (15 mg kg⁻¹), Zn (150 mg kg⁻¹), Co (2 mgkg⁻¹), Pb (8 mg kg⁻¹), Ni (8 mg kg⁻¹), Cd (1mg kg⁻¹) et As (1mg kg⁻¹) dans les feuilles. (Godin 1983).

Tableau 18. Les espèces végétales à croissance luxurieuse à proximité des sites de décharges

Famille	Espèces	Distribution
Aizoaceae	<i>Mesembryanthemum crystallinum.</i> L	Herb (SI)
Anacardiaceae	<i>Pistacia lentiscus.</i> L *	Herb (SII, III)
Apiaceae	<i>Daucus carota.</i> L	Herb (SII, III)
Arecaceae	<i>Chamaerops humilis.</i> L	Herb (SI)
Asteraceae	<i>Scolymus hispanicus.</i> L	Herb (SI, II, III)
	<i>Centaurea cyanus .</i> L.	Herb (SI, II, III)
Brassicaceae	<i>Sinapis arvensis</i> L	Herb (SI, II, III)
Amaranthaceae	<i>Blitum bonus-henricus.</i> (L) C.A.Mey	Herb (SI, II, III)
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia cyparissias.</i> L *	Herb (SIII)
Fabaceae	<i>Retama monosperma .</i> L	Herb (SII, III)
Lamiaceae	<i>Lavendula stoechas.</i> L	Herb (SII, III)
	<i>Lavendula dentata.</i> L	Herb (SI, II, III)
	<i>Marrubium vulgare.</i> L *	Herb (SI, II, III)
Liliaceae	<i>Asparagus officinalis.</i> L *	Herb (SI, II, III)
Malvaceae	<i>Malva sylvestris.</i> L *	Herb (SI, II, III)
Oleaceae	<i>Olea europea.</i> L	Arb (SIII)
Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata .</i> L *	Herb (SI, II, III)
Rosaceae	<i>Malus sylvestris.</i> L	Herb (SIII)
Poaceae	<i>Hordeum murinum .</i> L	Herb (SI, II, III)
	<i>Arundo donax.</i> L	Herb (SI, II)
Urticaceae	<i>Urtica dioica.</i> L *	Herb (SI, II, III)
	<i>Urtica urens.</i> L	Herb (SI, II, III)

Arb : arbustive, Herb : Herbacée, S : Site

* : Espèces végétales analysée

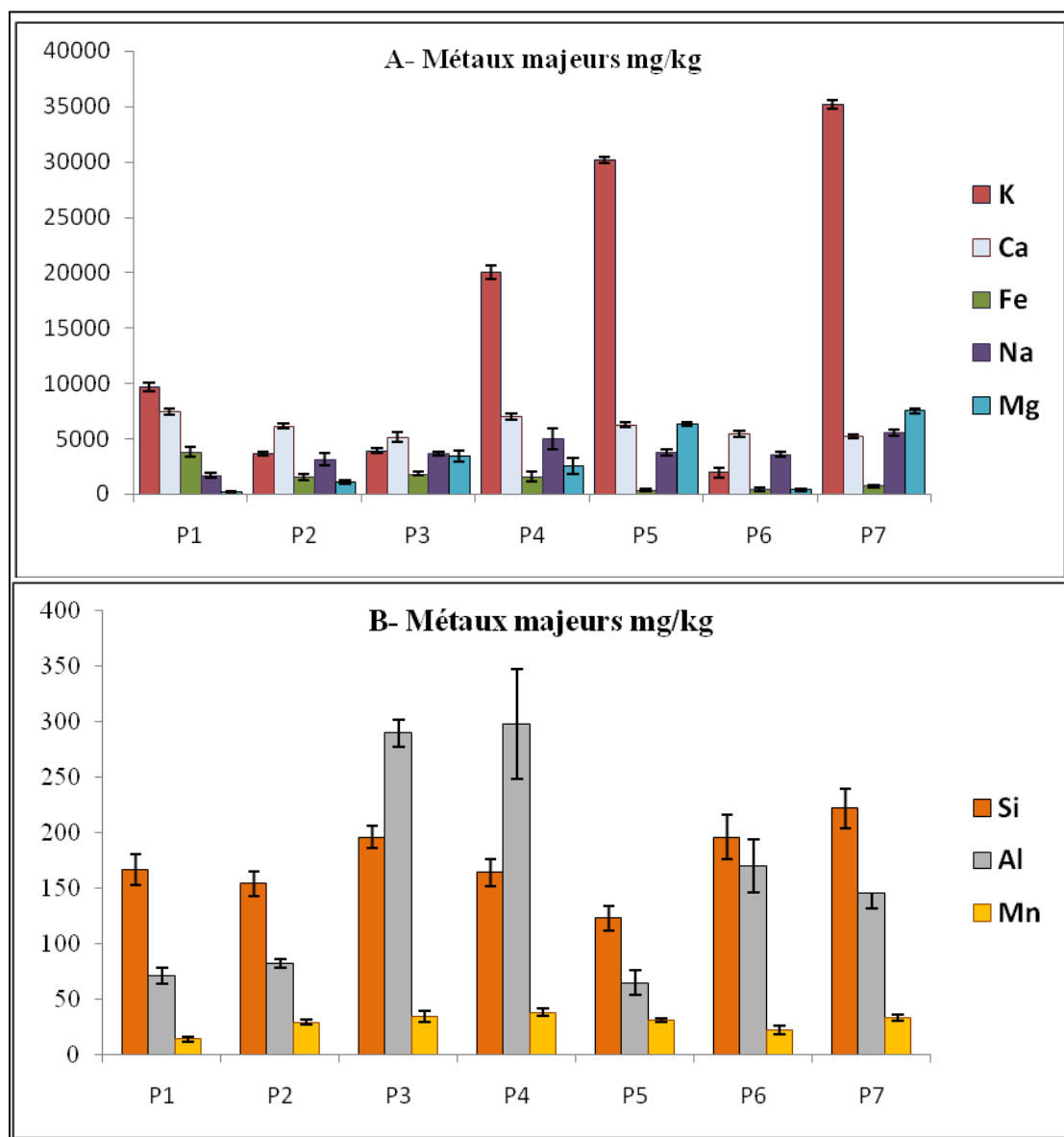


Figure 20. (A, B) - Teneurs moyennes (mg kg^{-1}) des métaux majeurs totaux dans les échantillons des espèces végétales (P1;P2 ; P3 ; P4 ; P5 ; P6 ; P7)

P1 : *Pistacia lentiscus*. L

P2 : *Euphorbia cyparissias*. L

P3: *Marrubium vulgare*. L

P4: *Asparagus officinalis*. L

P5 : *Malva sylvestris*. L

P6: *Plantago lanceolata*. L

P7: *Urtica dioica*. L

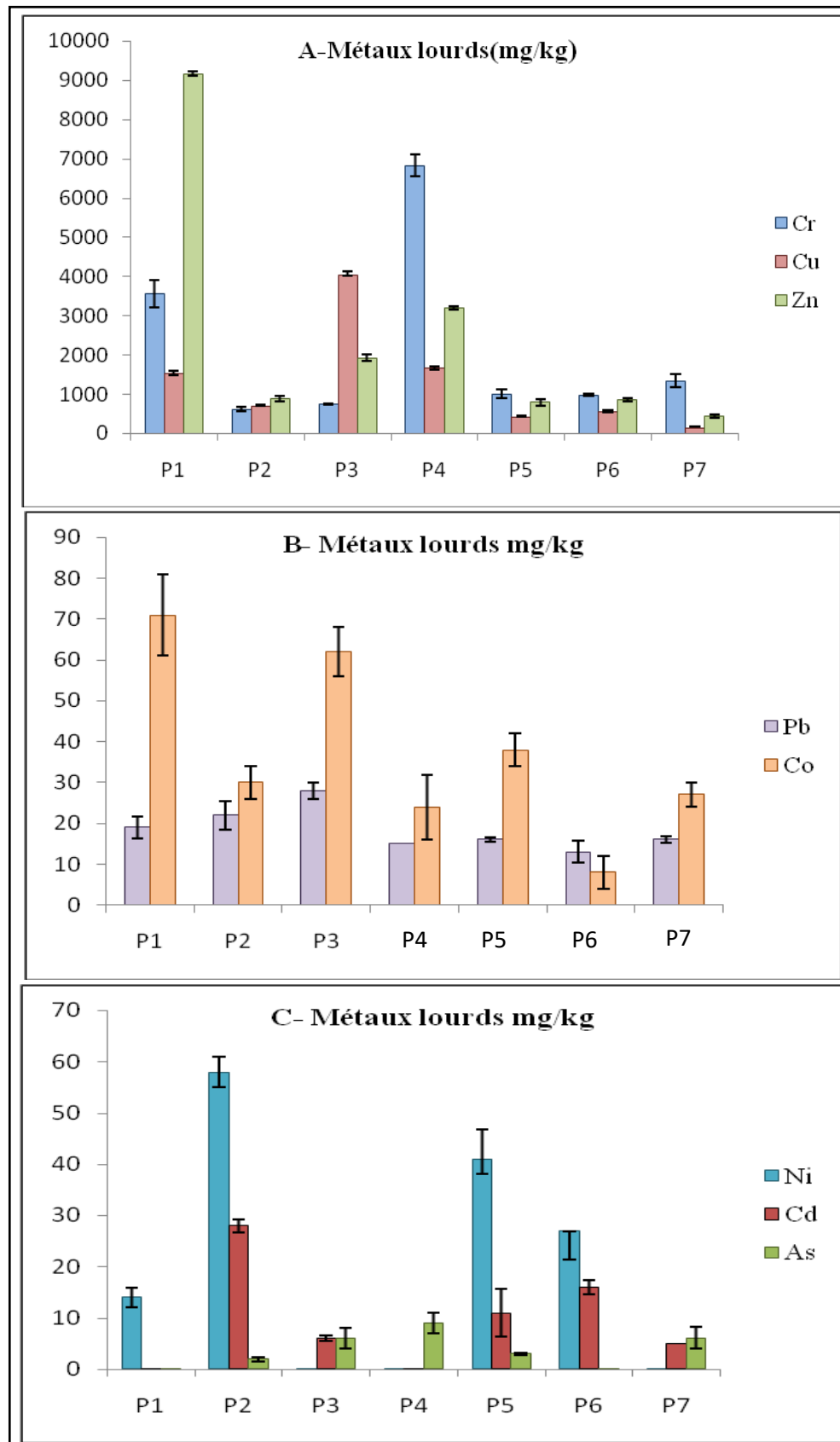


Figure 21. (A, B, C) - Teneurs moyennes (mg kg⁻¹) des métaux lourds totaux dans les échantillons des espèces végétales (P1;P2 ; P3 ; P4 ; P5 ; P6 ; P7)

III.2. Calcul du facteur de transfert (FT)

La capacité d'absorption des métaux lourds par les plantes peut être exprimée par l'utilisation de coefficients biologiques à savoir, le coefficient d'accumulation biologique (CAB), facteur de concentration biologique (FCB) (Fellet et al., 2007). Facteur de translocation des parties souterraine vers les parties aériennes (FT) (Liu et al., 2014). Pour cette étude préliminaire nous avons évalué la capacité d'absorption des éléments métalliques par le facteur de transfert des métaux du substrat sol vers les organes végétaux (FT). (Zayed et al., 1998 ; Kisku 1999). C'est le ratio des concentrations des éléments métalliques enregistrés au niveau des parties de la plante et ceux enregistrés au niveau du sol (site où la plante s'est développée).

$$FT = \frac{[C]_{\text{plante}}}{[C]_{\text{sol}}}$$

Où $[C]$: Concentration des éléments métalliques (mg kg^{-1})

➤ Le calcul du facteur de transfert (FT) des métaux lourds du sol vers la plante a été appliqué pour les 7 espèces végétales récoltées du site III (décharge de Essour), ce dernier est considéré comme le site le plus contaminé (IP = 7.87). Les valeurs enregistrées de FT montrent que l'accumulation est variable d'une espèce à une autre. Nous avons enregistré des valeurs de facteurs de transfert (FT) supérieures à (1) avec des valeurs maximales pour les éléments métalliques, Cr ; Cu ; Zn ; Ni ; et qui sont respectivement 4.38 chez *A.officinalis* L ; 8.08 chez *Marrubium vulgare* L ; 9.14 chez *Pistachia lentiscus* L et 1.82 chez *Euphorbia cyparissias* L. (Tableau19)

Les valeurs maximales de FT inférieure à (1) sont enregistrées pour les éléments métalliques, Pb ; Cd ; Co et As et qui sont respectivement 0.27 chez *Marrubium vulgare* L ; 0.271 chez *Euphorbia cyparissias* L ; 0.44 chez *Pistacia lentiscus* L et 0.75 chez *Asparagus officinalis* L. (Tableau 20)

Tableau 19. Valeurs du facteur de transfert (FT) des métaux lourds (Cr, Cu, Zn, Ni) dans les plantes

Espèces végétales	Facteur de transfert (FT)			
	Cr	Cu	Zn	Ni
<i>P.lentiscus</i> L	2.27 ^b	3.06 ^b	9.14 ^a	0.43 ^d
<i>E.cyparissias</i> L	0.39 ^f	1.42 ^c	0.864 ^d	1.82 ^a
<i>M.vulgare</i> L	0.48 ^e	8.08 ^a	1.91 ^c	0.005 ^e
<i>A.officinalis</i> L	4.38 ^a	3.31 ^b	3.19 ^b	0.003 ^e
<i>M.sylvestris</i> L	0.64 ^d	0.85 ^d	0.79 ^d	1.29 ^b
<i>P.lanceolata</i> L	0.59 ^d	1.12 ^{c d}	0.86 ^d	0.85 ^c
<i>U.dioica</i> L	0.86 ^e	0.303 ^e	0.43 ^e	0.003 ^e

Tableau 20. Valeurs du facteur de transfert (FT) des métaux lourds (Pb, As, Co, Cd) dans les plantes

Espèces végétales	Facteur de transfert (FT)			
	Pb	As	Co	Cd
<i>P.lentiscus</i> L	0.18 ^{bc}	0.008 ^d	0.44 ^a	0.001 ^e
<i>E.cyparissias</i> L	0.2 ^b	0.146 ^{cd}	0.19 ^d	0.271 ^a
<i>M.vulgare</i> L	0.27 ^a	0.502 ^b	0.39 ^b	0.052 ^d
<i>A.officinalis</i> L	0.14 ^d	0.75 ^a	0.14 ^d	0.001 ^e
<i>M.sylvestris</i> L	0.15 ^{cd}	0.26 ^c	0.24 ^c	0.104 ^c
<i>P.lanceolata</i>	0.12 ^d	0.008 ^d	0.05 ^e	0.156 ^b
<i>U.dioica</i> L	0.15 ^{c d}	0.5 ^b	0.16 ^d	0.043

Transfert des métaux lourds du sol vers la plante est hautement significatif entre les espèces étudiées ($P < 0.01$) pour les 8 métaux analysés
a, b, c, d, e = groupes homogènes

IV. Discussions

➤ La contamination métallique des végétaux révèle qu'il existe une disponibilité et un transfert des fractions métalliques des sols vers la plante à travers les voies de la nutrition minérale. Il est à noter que l'appareil racinaire joue un rôle essentiel dans l'absorption des éléments minéraux à partir de la solution du sol. En effet les racines des plantes excrètent eux aussi des acides afin d'augmenter leur absorption de nutriments, ou tout simplement comme

déchets métaboliques (Foy, 1978). Cette acidification favorise aussi la mobilité des autres éléments qui ne sont pas indispensables pour le métabolisme végétal.

➤ Les teneurs totales des éléments métalliques, Cr ; Cu ; Zn ; Pb et Ni (paramètres utilisés pour l'étude de la mobilité et la biodisponibilité) enregistrées dans les espèces végétales étudiées diffèrent d'une espèce à une autres et reflètent les concentrations disponibles dans le sol. En effet les végétaux d'espèces différentes, poussant dans les mêmes conditions, n'absorbent pas les mêmes quantités de métaux lourds, et ne les stockent pas dans les mêmes organes. Il semble qu'en général, les dicotylédones contiennent plus de métaux lourds que les plantes monocotylédones (Hart et *al.*, 1981) . Il semble par ailleurs, que les concentrations en Zn, Cd, Ni et Cu dans les parties aériennes du trèfle blanc sont mieux corrélées aux teneurs dans le sol que le sont des feuilles de graminée (Bargagli et *al.*, 1998).

➤ Les concentrations des éléments métalliques Cr, Cu, Zn, Pb, et Ni dans les plantes par ordre décroissant sont comme suite :

P. lentiscus (P1) : Zn > Cr > Cu > Pb > Ni ; *E. cyparissias* (P2) : Zn > Cu > Cr > Ni > Pb
M. vulgare (P3) : Cu > Zn > Cr > Pb > Ni ; *A. officinalis* (P4) : Cr > Zn > Cu > Pb > Ni
M. sylvestris (P5) : Cr > Zn > Cu > Ni > Pb ; *P. lanceolata* (P6) : Cr > Zn > Cu > Ni > Pb
U. dioica (P7) : Cr > Zn > Cu > Pb > Ni

Nous remarquons que la concentration de chrome est très importante pour la majorité des échantillons de plantes notamment P4 ; P5 ; P6 ; P7 et P1. Ces résultats ne s'accordent pas avec ceux enregistrés par plusieurs auteurs (Giller et *al.*, 1998 ; Kierczak, 2007) qui déclarent que le chrome est un élément peu mobile et moins biodisponible. Nous constatons que le pH basique de sol étudié joue un rôle sur cette disponibilité. En effet selon McKenzie (1980) et Ineris (2004) le Cr dans un sol basique sera plus disponible vis-à-vis des plantes que dans un sol acide.

Le Zn et le Cu sont de même présentent des teneurs élevées au niveau des espèces étudiées. Des résultats similaires de Zn ont été notés pour différentes espèces étudiées telles que le trèfle, le ray-grass. (Ye et *al.*, 2001 ; Souza et Rauser, 2003), le pistachier (Concas et *al.*, 2015). Pour le Cu, les nombreuses formes minérales libérées au cours des processus d'altération sont des composés très solubles (Adriano, 2001) notamment en milieu acide. Le Cu est donc considéré comme l'élément le plus mobile des métaux lourds et facilement assimilables par les plantes. (Adriano, 2001).

Les concentrations élevées du Ni enregistrées chez quelques espèces végétales explique la grande affinité de ces plante pour cette élément et que ce dernier ne présente aucune toxicité.

Le Ni est relativement stable dans les solutions aqueuses, et il est capable de migrer sur une grande distance. Il a été postulé que le Ni associé aux oxydes de fer et de Mn semble être le plus disponible pour la plante. (Dubois ,2002) Les plantes absorbent directement le Ni disponible dans la solution du sol, cette absorption est liée positivement avec la concentration de Ni dans le milieu et le pH du sol, (Manceau et *al.*, 1996)

Les teneurs élevées de Pb au niveau des tissus de la végétation étudiées sont en relation avec les dépôts atmosphériques. Le Pb est le micropolluant métallique le moins mobile dans le sol et le transfert sol-plante est moins important par rapport au dépôt direct sur les parties aériennes de poussières contenant du Pb, sur tout dans les zones urbaines ou industrielles ou le long des grands axes routiers. (Adriano, 2011) . La plante peut également absorbée le Pb par les feuilles (McKenzie, 1980).

➤ L'apport de matière organique permet d'immobiliser les métaux lourds du sol qui ont pour elle une grande affinité. Mais la minéralisation ultérieure peut les remettre en solution, il ne s'agit donc que d'une immobilisation temporaire. Ce qui explique les teneurs élevées au niveau des tissus des espèces végétales étudiées, sachant que l'ensemble des éléments métalliques (Cr, Cu, Zn, Pb et Ni) sont retenues sur la matière organique (extraction BCR). La minéralisation de la matière organique assure la phytodisponibilité métallique grâce à la présence de microorganismes dans le sol. En effet les décharges publiques présentent des milieux favorables pour la prolifération des microorganismes (Chadli et *al.* , 2014).

➤ Les valeurs de facteur de transfert (**FT**) notamment les valeurs supérieures à (**1**) révèlent une accumulation pour la majorité des espèces étudiées. Sekabira et *al* (2011) ont proposé quatre catégories d'accumulation des éléments métalliques :

la valeur $FT < 0,01$ catégorise un végétal comme non-accumulateur, $0,01 < FT < 0,1$ comme un faible accumulateur, $0,1 < FT < 1$ comme accumulateur modéré et $FT > 1$ comme hyperaccumulateur. Selon les valeurs de facteur de transfert nous avons classé les espèces végétales par ordre décroissant d'accumulation des éléments métalliques (Cr, Cu, Zn, Pb et Ni) :

[Cr]: *A. officinalis* > *P. lentiscus* > *U. dioica* > *M. sylvestris* > *P. lanceolata* > *M. vulgare* > *E. cyparissias*

[Cu]: *M. vulgare* > *A. officinalis* > *P. lentiscus* > *E. cyparissias* > *P. lanceolata* > *M. sylvestris* > *U. dioica*

[Zn]: *P. lentiscus* > *A. officinalis* > *M. vulgare* > *E. cyparissias* > *P. lanceolata* > *M. sylvestris* > *U. dioica*

[Pb]: *M. vulgare* > *E. cyparissias* > *P. lentiscus* > *M. sylvestris* = *U. dioica* > *A. officinalis* > *P. lanceolata*

[Ni]: *E. cyparissias* > *M. sylvestris* > *P. lanceolata* > *P. lentiscus* > *M. vulgare* > *A. officinalis* = *U. dioica*

L'accumulation et l'hyper accumulation étant la capacité d'une espèce végétale à accumuler des concentrations élevées et très élevées en métaux dans ses organes végétatifs (Salt *et al.*, 1998). Certaines plantes accumulent des quantités inhabituelles d'éléments métalliques ; 100 mg/kg de matière sèche pour le Cd, 1000 mg/kg pour le Ni, le Cu, le Co ainsi que 10 000 mg/kg pour le Zn et le Mn. Ces espèces sont alors qualifiées de plante « hyperaccumulatrice » (e.g. *Alyssum bertolonii*, *Sebertia acuminata*, *Silene cobalticola*, *Thlaspi caerulescens*, *Brassica napu*, *Pteris vittata*) (Brooks, 1998). Une hyperaccumulation en Cr de 1690mg/kg a été noté au niveau des racines de *Phragmites australis* (Tiglyene *et al.*, 2008). Concas *et al.*, (2015) a enregistré des teneurs en Zn et en Pb de 8436 mg/kg et 1587mg/kg respectivement chez *Pistacia lentiscus* poussant à proximité d'un site minier.

V. Conclusion

L'étude du diagnostic floristique à été réalisée au voisinage des trois décharges importantes non contrôlées à savoir, la décharge d'El Hchem, de Hassi Memeche et de Essour. L'observation in situ de la présence, de l'inventaire des espèces végétales ainsi que de leur identification, a révélé une diversification d'un cortège floristique important. Sur l'ensemble des espèces à croissance luxurieuses, nous avons recensé 17 familles et 22 espèces végétales de type méditerranéen. Les végétaux dont la croissance est altérée (organes végétatifs brûlés et dégradés) sont très sensibles aux teneurs élevées des éléments métalliques. Ces espèces ne sont pas prises en considération dans notre étude.

L'évaluation quantitative des métaux lourds (Cr, Cu, Zn, Pb, Ni, Cd, Co et As) au niveau de quelques espèces végétales (racines et feuilles) a montré qu'il existe un transfert de ces éléments de la solution du sol aux organes végétatifs. Certaines valeurs de ces éléments excèdent en effet largement les seuils critiques fixés par l'OMS. Cette contamination varie selon le contenu au sol en métaux lourds, la forme du métal et l'espèce végétale.

Le facteur de transfert a été calculé afin de classer les espèces végétales étudiées par ordre d'accumulation des métaux lourds. Pour des valeurs de **FT>1** sont classées les espèces végétales hyperaccumulatrices de métaux lourds (Cr, Cu, Zn, et Ni) à savoir *A. officinalis*, *P. lentiscus* (Cr) ; *M. vulgare*, *A. officinalis*, *P. lentiscus*, *E. cyparissias*, *P. lanceolata* ; (Cu) ;

P.lentiscus, *A. officinalis*, *M. vulgare*, (Zn) et *E. cyparissias*, *M. sylvestris*, (Ni). Les espèces végétales hyperaccumulatrices de métaux lourds, rencontrées dans les sites à proximité des décharges méritent d'être exploitées en vue de les utiliser pour la dépollution des sols par les approches de la Phytoremediation.

L'importante disponibilité des métaux au niveau des sols affecte la végétation d'où leur accumulation sélective et par nature non biodégradable présentent une forte écotoxicité qui à travers les chaînes trophiques pourrait être responsables de nombreuses atteintes néfastes chez l'Homme (trouble de cerveau, de reproduction et de métabolisme...)

❖ Il nous a été intéressant de poursuivre cette partie d'étude par l'évaluation de l'écotoxicité et les risques de santé humaine liés à la consommation des espèces végétales cultivées au voisinage des décharges publiques non contrôlées.

CHAPITRE V.

*Caractérisation écotoxicologique
et évaluation du risque sanitaire*

CHAPITRE V

Caractérisation écotoxicologique des sites contaminés et évaluation du risque sanitaire lié à la contamination de la végétation

I. Introduction

Pour différentes raisons, 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. Ils 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). Ils peuvent être accumulés dans les plantes à travers des dépôts atmosphériques ou par voie racinaire (Long et *al.*, 2003 ; De Temmerman et *al.*, 2004), conduisant à des sérieux problèmes de santé chez l'homme et les animaux (Zheng et *al.*, 2007 ; Lim et *al.*, 2008).

Les éléments métalliques, Cu, Zn sont essentiels au fonctionnement cellulaire et à l'équilibre physiologique des organismes pour lesquels un apport nutritionnel est conseillé. Ces éléments peuvent être toxiques à des doses élevées. Toutefois en raison de leur toxicité à dose élevée, une dose limite de sécurité doit être fixée. Les autres contaminants, tels que Pb, Cd, Hg, As, Ni dont la présence est indésirable pour l'organisme, des valeurs limites sont fixées par les organismes internationaux (OMS, FAO) (Bourrelier et Berthelin, 1998).

L'accumulation des éléments métalliques dans les sols cultivés provoque des effets nuisibles sur la croissance des plantes ainsi que sur la qualité des produits agricoles. (Sridhara et *al.*, 2008).

C'est dans ce contexte que notre étude se réalise afin de tester l'écotoxicité, la phytotoxicité et enfin les risques sanitaires chez l'homme à travers la chaîne trophique, sachant que les 20 décharges publiques non conventionnelles recensées à Mostaganem sont situées sur des terres agricoles ou à proximité d'élevage ou le long des lacs et rivières et que les sols des sites à proximité des trois décharges non conventionnelles importantes étudiées sont avérés contaminés.

Partie 1

Caractérisation écotoxicologique des sols au voisinage de la décharge de "Essour"

I. Introduction

Malgré les fortes teneurs en éléments métalliques dans les sols contaminés que révèlent les analyses de routine, cet aspect analytique n'est jamais exhaustif et n'a qu'une valeur relative de prédiction écotoxicologique car il ne peut préciser ni la biodisponibilité de ces éléments ni leurs interactions. Par contre, le recours aux méthodes biologiques est une réponse adaptée. Les approches écotoxicologiques basées sur la pratique des essais biologiques s'avèrent complémentaires aux analyses chimiques et biochimiques vu qu'elles permettent d'évaluer de façon relativement simple l'action directe des polluants métalliques sur l'organisme test. Le but de cette étude est de déterminer la toxicité des sols au voisinage de la décharge "Essour" au moyen des tests de germination et de croissance par des cultures en pot de quelques espèces végétales : la laitue, le blé et la fève pour évaluer la phytotoxicité ; le ray-grass, la tomate, la laitue et l'avoine pour évaluer la phytodisponibilité des éléments métalliques. Ces espèces sont souvent utilisées pour évaluer la toxicité des sols. L'ensemble des résultats obtenus permettra de révéler l'impact de la décharge sur la qualité des sols cultivés.

II. Matériels et méthodes

II.1. Essai de germination

L'essai est réalisé selon la norme AFNOR X 31-201, il est basé sur l'inhibition de la germination et du développement de l'embryon de la semence et des organes essentiels qui prouvent leur aptitude à produire une plante normale en pleine terre dans les conditions normales. Les graines des espèces végétales utilisées sont la laitue (*Lactuca sativa* L), la fève (*vicia faba* L) et le blé (*Triticum turgidum*). Ces graines ont été récoltées et stockées pendant une année dans des boîtes en carton dans un milieu sec, elles sont non contaminées et de taille moyennes. Le sol utilisé est une quantité déjà stockée lors du prélèvement des échantillons moyens des sols : sol1, sol2, sol3 réservée pour l'étude du chapitre IV. Ces

échantillons sont mélangés homogénéisés et tamisés. La quantité disponible en fraction fine (<2 mm) du sol3 est réservée pour les tests de germination et les trois types de sol (sol1, sol2 et sol3) sont utilisés pour le test de croissance.

Les semences de laitue de fève et de blé sont désinfectées par trempage dix minutes dans l'eau de Javel à 10 %, puis séchées sur papier buvard. Dans chaque boîte de Pétri, de 20 cm de diamètre 40 g de sol et 50 graines ont été déposées d'une façon uniforme. Trois répétitions pour chaque échantillon de graine sur sol (sol3) ont été réalisées. L'incubation a été effectuée dans une étuve à 21°C à l'obscurité durant 7 jours. Chaque jour, les graines germées ont été comptées. En parallèle, trois témoins ont été lancés, formés de 50 graines sur du papier filtre par boîte. Les graines ont été humidifiées avec de l'eau distillée.

II.2. Culture en pot

Espèces végétales utilisées

* La laitue, *Lactuca sativa*, est une plante annuelle appartenant à la famille botanique des composacées. Les organes consommés sont les feuilles (ou plus précisément la pomme constituée par les feuilles et la tige réduite).

* Le ray-grass, *Lolium multiflorum*, est une plante herbacée annuelle appartenant à la famille botanique des Poacées, couramment cultivée comme plante fourragère. C'est une espèce très couramment utilisée en raison de sa germination rapide et offre une très bonne résistance au piétinement. Le Ray-grass est très résistant aux conditions climatiques et il est caractérisé par une croissance rapide. C'est une plante test couramment utilisée comme bioindicateur de la contamination métallique.

* La tomate, *Solanum lycopersicum* L est une plante appartenant à la famille des solanacées. Ce légume est un fruit (une baie)

* L'avoine, *Avena sativa* L est une plante qui compte parmi les cultures fourragères essentielles de l'agriculture. Elle est bisannuelle appartenant à la famille des Poacées. Elle fait partie des céréales à paille et elle est cultivée pour des fins d'alimentation du bétail

Description du dispositif de culture

Une quantité de 400 g de sol sec (sol1, sol2 et sol3) est mise dans un pot de végétation, trois répétitions ont été réalisées pour chaque espèce végétale pour avoir un nombre de 36 pots. Les pots ont été humidifiés à leur capacité au champ et incubés à température ambiante avant le semis. Le semis a été réalisé en déposant 5 graines de chacune des espèces végétales dans chaque pot. Les pots ont été placés dans une chambre de culture à une photopériode de 16 heures jour et 8 heures nuit (protocole expérimentale monté au laboratoire, protection des

végétaux à l'université de Mostaganem) à une température réglée à $25 \pm 2^\circ\text{C}$ sans passer par l'étape de prégermination des graines semis. Durant la période de culture de 8 semaines, les pots sont humidifiés à 70-80% de leur capacité au champ avec l'eau de robinet et chaque deux semaine avec une solution nutritive de Hoagland dépourvue d'éléments métalliques mis à l'étude (Annexe 3).

II.3. Minéralisation et dosage des éléments métalliques dans les espèces végétales

L'étude a été réalisée uniquement sur la partie aérienne car cette partie végétative peut être consommée par les populations humaine et animale. Les parties aériennes ont été rincées à l'eau déionisée pour éliminer les particules de terre avant de les incuber à l'étuve à 70°C pendant 48 heures jusqu'à l'obtention d'un poids constant. Les biomasses sèches des cinq plantules par pot des espèces végétales (laitue, ray-grass, la tomate et l'avoine) ont été pesées et broyées. 0.5 g de poudre végétale finement moulue est minéralisée dans un mélange de 6 ml d'acide nitrique concentré (HNO_3), 2ml d'acide sulfurique concentré (H_2SO_4) et 6 ml d'eau oxygéné (H_2O_2) (Schwartz, 1997). Le mélange est porté à ébullition dans un bain de sable pendant 30 mn. Après refroidissement, le mélange est filtré ensuite ajusté à 25 ml d'acide nitrique 0,1 mol puis conservé dans des piluliers jusqu'au moment des analyses. L'analyse métallique est réalisée à l'absorption atomique

III. Résultats

III.1. Essai de germination

L'essai de germination des semences d'espèces végétales choisies est un test de toxicité global. Il présente la particularité de sa rapidité et sa facilité pour la mise en œuvre. L'application de ce test a été limitée seulement au sol de la décharge de Essour vu les teneurs élevées de la plupart des éléments métalliques analysés au niveau du sol.

➤ Les résultats d'application du test de germination sur le sol révèlent que ce dernier permet la germination de la totalité des graines testées avec un pouvoir germinatif qui diffère selon les espèces végétales utilisées. Les figures 22 (A) ,23(C) et 24 (E) présentent les pourcentages de germination de la laitue, le blé et la fève respectivement du premier jour jusqu'au septième jour de germination des graines.

➤ Le calcul du pourcentage moyen d'inhibition de la germination des graines des trois espèces végétales est présenté dans les figures 22(B) ,23(D) et 24 (F). Les résultats montrent que l'essai de germination ne révèle aucune toxicité pour l'espèce *Triticum turgidum* dont le pourcentage moyen d'inhibition de germination au septième jour est de 0%. Toutefois ce test

a révélé une toxicité très faible pour *Vicia faba* et *Lactuca sativa* avec des pourcentages d'inhibition de germination au septième jour qui sont 20 % et 22 % respectivement. Cette différence d'inhibition de germination peut être liée à la différence de sensibilité de ce biotest aux différentes substances organiques et métalliques qui pourraient être présentes dans le sol car l'essai de germination est réalisé directement sur le sol brut et plusieurs facteurs peuvent agir à ce niveau notamment le facteur espèce végétale.

➤ Ce test confirme que le sol de la décharge ne présente aucune toxicité vis-à-vis du test de germination de *Triticum turgidum*, par contre il présente une toxicité faible pour *Vicia faba* et *Lactuca sativa*.

➤ Nous avons noté une légère augmentation du pouvoir germinatif des graines testées sur sol par rapport aux témoins (papier filtre) cela est en relation avec l'apport minéral et la fertilité que renferme le sol de la décharge.

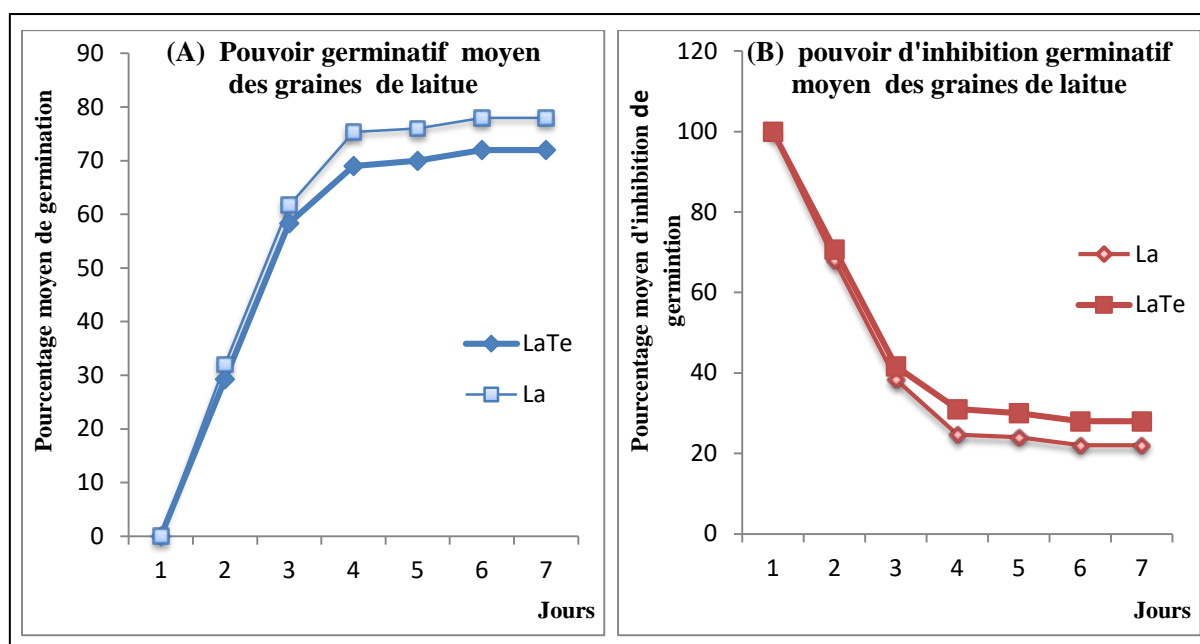


Figure 22. (A et B): Pourcentages moyens de germination (A) et d'inhibition de germination (B) des graines de *lactuca sativa* (La) et du témoin (La Te) durant 7 jours de germination

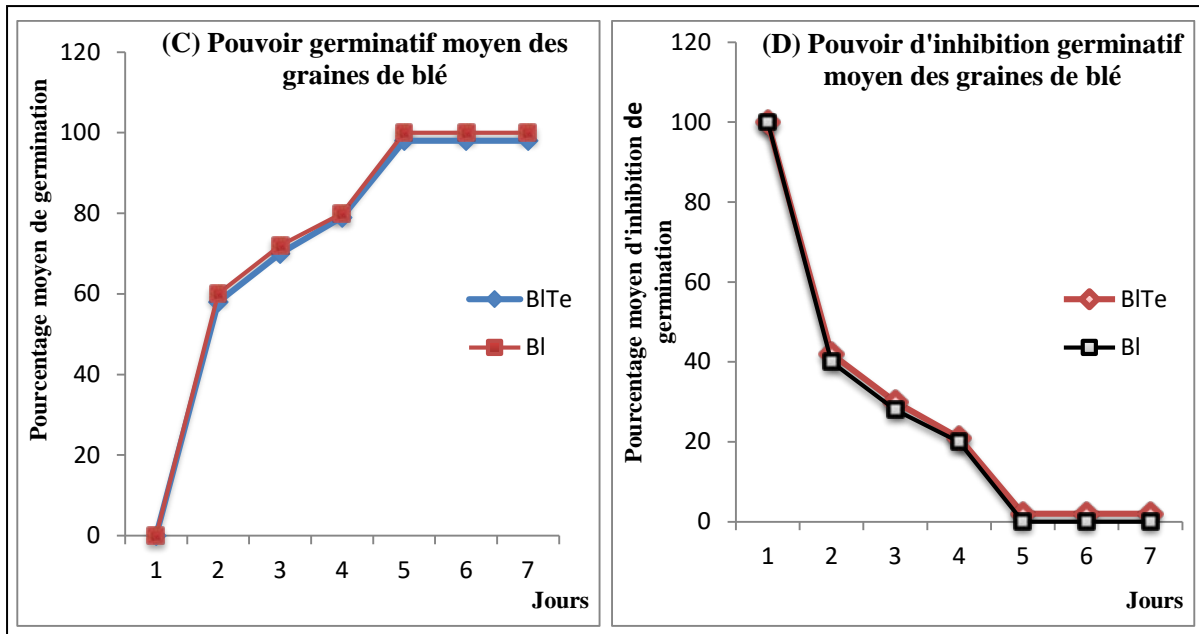


Figure 23. (C et D): Pourcentages moyens de germination (C) et d'inhibition de germination (D) des graines de *Triticum turgidum* (BI) et du témoin (BITe) durant 7jours de germination

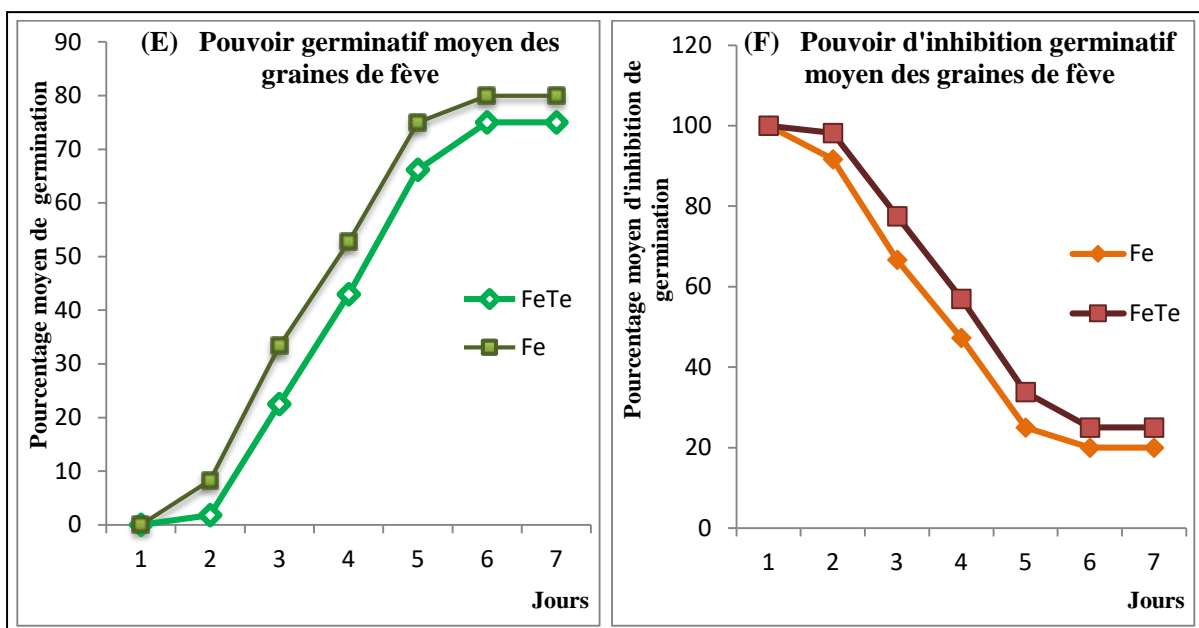


Figure 24. (E et F): Pourcentages moyens de germination (E) et d'inhibition de germination (F) des graines de *Vicia faba* (Fe) et du témoin (Fe Te) durant 7jours de germination

III.2. Production de biomasse aérienne

En complément aux résultats des biotests de germination nous avons évalué la phytodisponibilité des éléments métalliques par culture de quatre plantes tests (laitue, l'avoine, la tomate et le ray-grass) sur trois échantillons de sols de la décharge (sol1, sol2 et sol3)

➤ La production moyenne de matière sèche des parties aériennes par plante cultivée dans le sol (sol1, sol2 et sol3) de la décharge est illustrée par les figures 25 (A, B) et 26 (C, D) respectivement pour la laitue, l'avoine, la tomate et le ray-grass. Pour la laitue, les moyennes de biomasse aérienne produites sont 6,43 g, 6,02 g et 5,38 g respectivement pour le sol1, sol2 et sol3 ; pour l'avoine, 7,18 g, 7,20 g et 6,85 g respectivement pour le sol1, sol2 et sol3. Concernant la tomate et le ray grass les moyennes de la biomasse aérienne sont respectivement 6,74 g (sol1), 5,87 g (sol2) et 6,65 g (sol3) ; 8,20 g (sol1), 9,60 g (sol2) et 7,98 g (sol3)

Le rendement de biomasse obtenu par plante par ordre décroissant pour chaque sol est :

Lactuca sativa L : sol1 > sol2 > sol3

Avena sativa L : sol1 > sol2 > sol3

Solanum lycopersicum L : sol1 > sol3 > sol2

Lolium multiflorum L : sol2 > sol1 > sol3

Les trois échantillons de sol de la décharge ont abouti à un meilleur rendement en termes de biomasse pour l'ensemble des espèces végétales testées, de même nous n'avons noté aucun signe de brûlure ou d'altération apparent morphologiquement. Nous avons remarqué que le ray grass et l'avoine présentent le meilleur rendement de biomasse pour les sol1, sol2 et sol3 par rapport aux autres espèces végétales. Cette différence peut être expliquée par la croissance rapide de ces espèces.

➤ La différence de production moyenne de biomasse entre les espèces testées peut être liée à la différence de sensibilité aux différentes substances organiques et métalliques qui pourraient être présentes dans les sols. En effet Plusieurs facteurs peuvent agir à ce niveau à savoir le pH, la caractérisation agronomique (Granulométrie, CEC,..), la biodisponibilité métalliques, le choix de l'espèce test entre autres ainsi que les capacités de tolérance que représente chaque espèce végétale.

➤ Ce test confirme que le sol de la décharge ne présente aucun signe de phytotoxicité vis-à-vis du test de croissance.

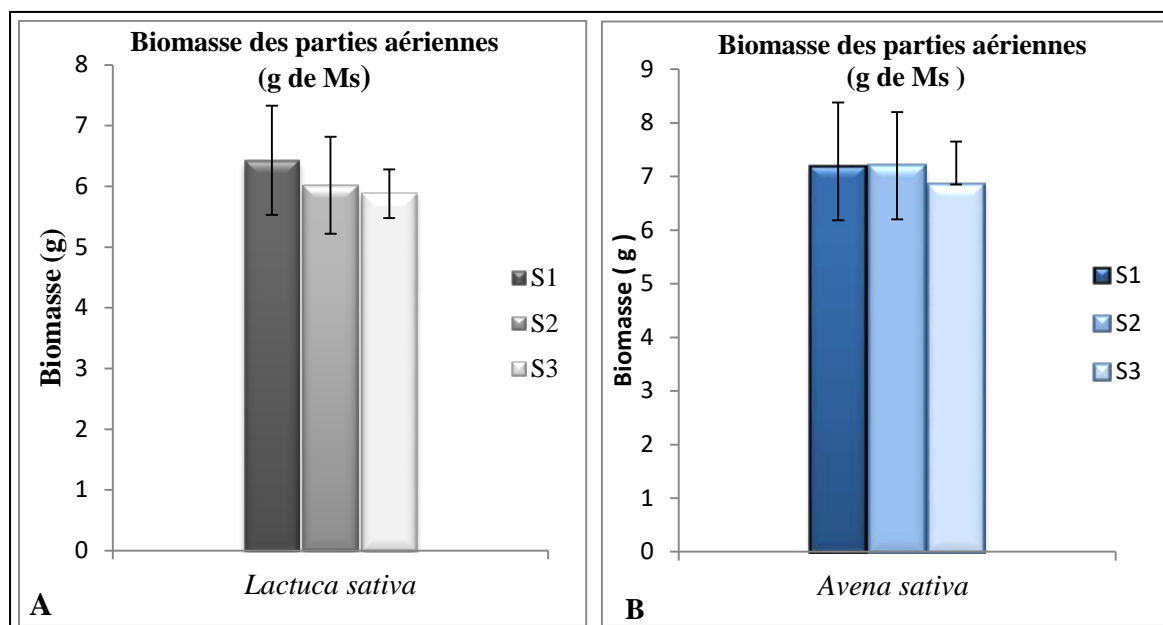


Figure 25 (A et B). La biomasse moyenne des parties aériennes de *Lactuca sativa* (A) et de *Avena sativa* (B) en test de croissance sur le sol de la décharge (g de matière sèche) S1 : sol 1 ; S2 : sol2 ; S3 : sol3

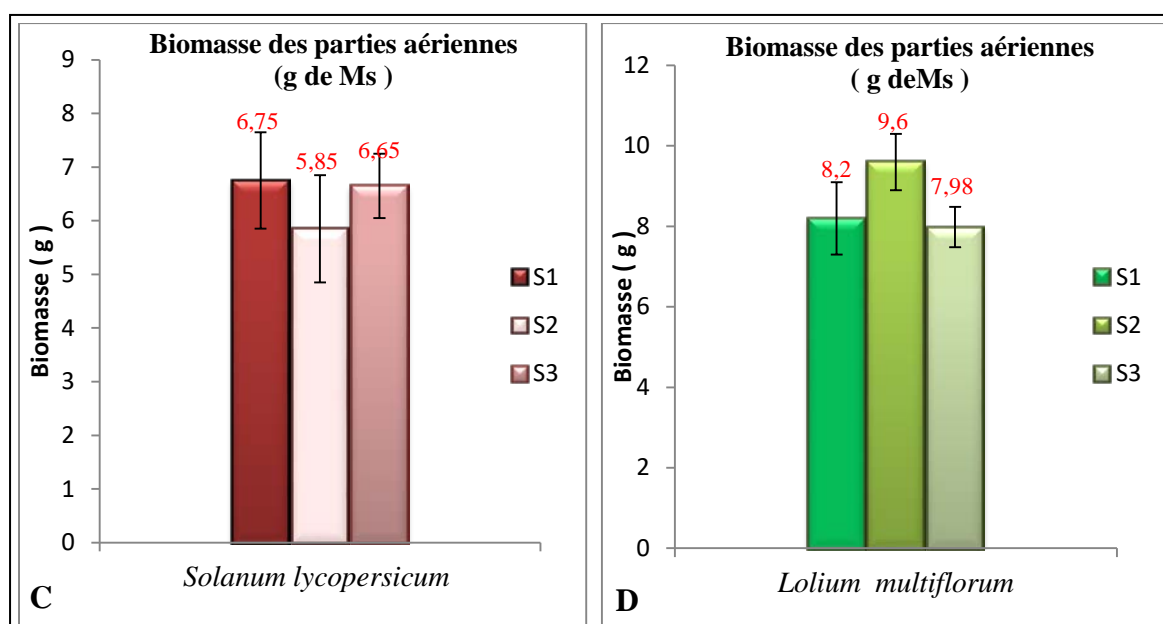


Figure 26 (C et D). La biomasse moyenne des parties aériennes de *Solanum lycopersicum* (C) et de *Lolium multiflorum* (D) en test de croissance sur le sol de la décharge (g de matière sèche) après 8 semaines de croissance

III.3. Teneurs métalliques dans les plantes cultivées en pot de végétation

Les analyses quantitatives des éléments métalliques (Cr, Cu, Zn, Pb et Ni) au niveau des parties aériennes des espèces mises à l'essai de test de croissance sont présentées dans la

figures (27). Les teneurs moyennes enregistrées varient d'une espèce à l'autre. Les valeurs maximales enregistrées chez le blé, le ray grass, la tomate et la laitue sont 8.5 mg kg^{-1} (sol1), 11.6 mg kg^{-1} (sol1), 10.2 mg kg^{-1} (sol3) et 17.5 mg kg^{-1} (sol1) pour le chrome; 66.4 mg kg^{-1} (sol1), 88 mg kg^{-1} (sol2), 83 mg kg^{-1} (sol1) et 95.8 mg kg^{-1} (sol3) pour le cuivre ; 48 mg kg^{-1} (sol1), 52.5 mg kg^{-1} (sol1), 32 mg kg^{-1} (sol1) et 46.3 mg kg^{-1} (sol1) pour le zinc ; 5.8 mg kg^{-1} (sol1), 7.4 mg kg^{-1} (sol1), 9.8 mg kg^{-1} (sol3) et 9.7 mg kg^{-1} (sol2) pour le plomb ; 10.7 mg kg^{-1} (sol1), 12 mg kg^{-1} (sol1), 9.6 mg kg^{-1} (sol1) et 18 mg kg^{-1} (sol1) pour le Ni respectivement. Les teneurs en éléments métalliques détectées dans la partie aérienne de ces espèces cultivées en pot de végétation ont permis de montrer la mobilité et la phytodisponibilité de ces polluants dans l'interface sol/plante.

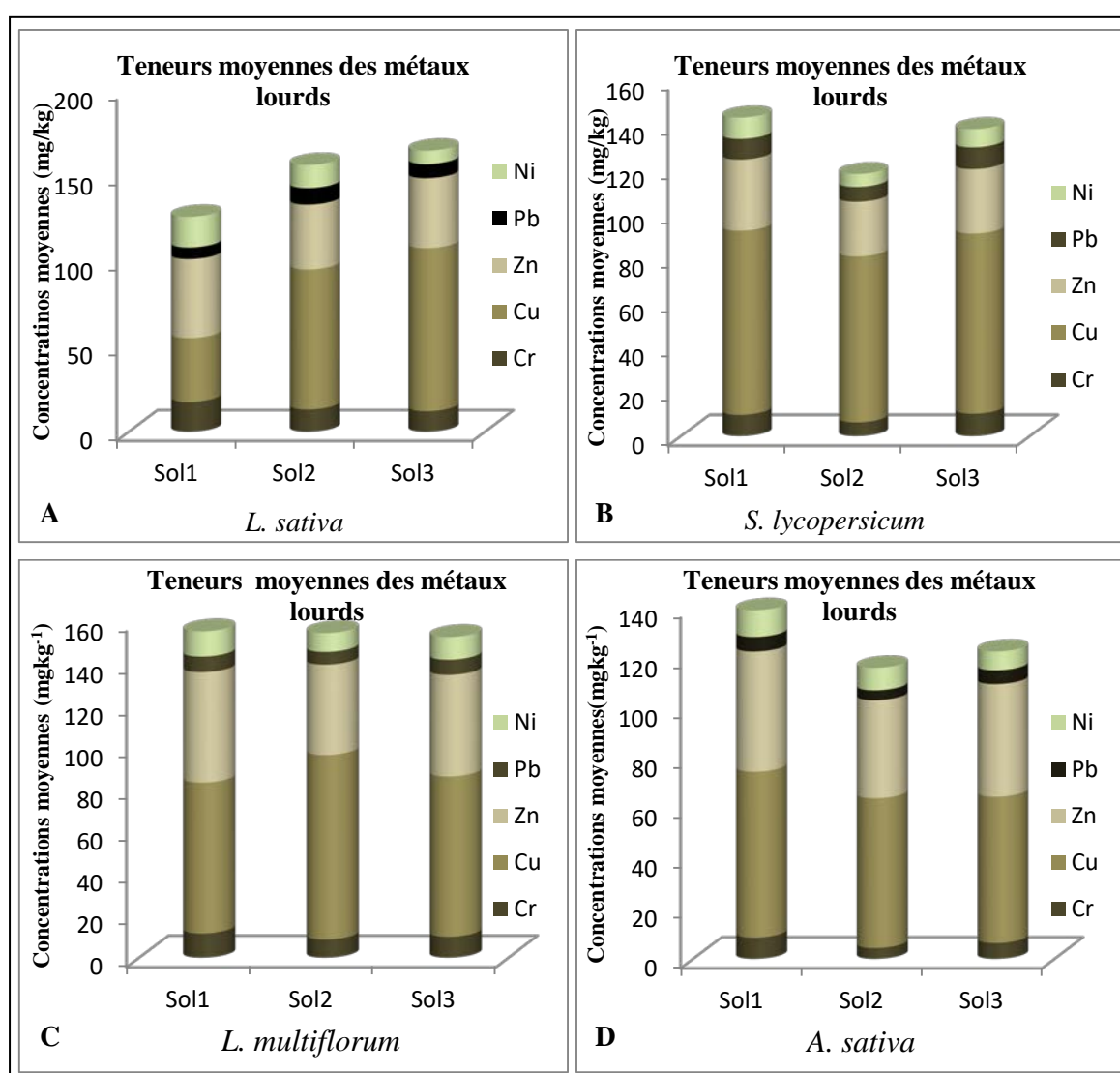


Figure 27. Teneurs moyennes (mg kg^{-1}) des métaux (Cr, Cu, Zn, Pb, Ni) au niveau des parties aériennes des espèces végétales après 8 semaines de croissance en pot de végétation, *L. sativa* (A) ; *S. lycopersicum* (B) ; *L. multiflorum* (C) et *A. sativa* (D).

IV. Discussions

Les essais de phytotoxicité ont portés sur des espèces végétales largement utilisées par la population algérienne et qui sont la Laitue, le Blé et la Fève pour les tests de germination et la Laitue, la Tomate, l'Avoine et le Ray grass (espèces fourragères) pour le test de croissance.

➤ les biotests utilisant les plantes sont considérés comme étant un bon moyen pour estimer la toxicité des polluants. Ces tests permettent de recréer totalement un système métal-sol-plante. Ainsi le Ray-grass, le Maïs, le Radis, le Haricot la Laitue ou la Tomate sont couramment utilisés comme plantes-tests (Madr, 2003 ; Dolgen *et al.*, 2004 ; Capilla *et al.*, 2005 ; Jordão *et al.*, 2007; Kassaoui *et al.*, 2009). Leurs réponses aux métaux contenus dans le sol (signe de phytotoxicité, altération du métabolisme, teneur en métal des parties consommées) permettent alors d'estimer le risque de contamination de la chaîne alimentaire (Kong *et al.*, 1995).

➤ A la lumière des résultats de la phytodisponibilité nous constatons, que l'impact des échantillons de sol contaminé de la décharge de Essour (sol1, sol2 et sol3) sur les espèces végétales testées varie suivant l'échantillon de sol utilisé mais aussi suivant l'espèce testée et le paramètre observé.

➤ Les essais d'inhibition de la germination et de la croissance des semences par les substances polluantes ont été normalisés et ils sont largement utilisés pour l'évaluation de la toxicité globale des sols, D'après Kong *et al.* (1995), le test de germination présente une sensibilité aussi bien pour les substances organiques qu'aux substances métalliques des sols, des sédiments et des eaux (NF X 31-201, NF X 31-202).

➤ Les essais de germination entrepris sur le sol contaminé ont révélé un taux d'inhibition de germination des graines de la laitue qui est de 22 %. Pour la même espèce, Kassaoui *et al.* (2009) ont enregistré un taux d'inhibition de germination de 76% sur sol contaminé par ajout de 50% de boue résiduaire. Cette différence est peut être en relation avec la nature et la source de pollution. Le test du potentiel toxique des eaux d'égouttage de sédiment contaminé par les métaux lourds appliqué aux graines du Ray grass a révélé un pourcentage d'inhibition de germination très faible (3% - 9,75%) (Capilla *et al.*, 2005). Selon cet auteur, le Ray grass est plus tolérant que le Maïs vis-à-vis de la pollution métallique.

➤ Malgré le sol de la décharge, assez distinct, tant par sa composition que par la qualité des polluants présents, nous ne voyons pas d'effet réellement distinct sur le nombre des graines germées. Les essais de germination, s'ils permettent de détecter un potentiel phytotoxique, se révèlent peu discriminants. En effet l'étude réalisée par

Wang et Zhou (2005) sur le blé (irrigué par les eaux contaminées) avait montré que le taux de germination était le paramètre le moins sensible à l'effet toxique des polluants (Cd, Cu). Par contre, ils avaient démontré la sensibilité de la biométrie des organes végétatifs vis-à-vis de la toxicité des polluants. Plusieurs auteurs, pour les tests de croissance en phytotoxicité observent le plus l'allongement racinaire des plantes, ils observent également l'état de santé des plantes et mesurent leur biomasse (Bert et Deram 1999). Dans notre étude, nous avons complété les tests des essais de germination par la réalisation des essais culturaux en pot de végétation sur les échantillons des sols contaminés pour mieux préciser la toxicité des polluants. Nous avons évalué la biomasse de la matière sèche des espèces végétale, la Laitue, la Tomate, le Ray grass et l'Avoine. Seules les parties aériennes ont été mesurées car c'est cette partie de la plante qui est exploitée par la population Humaine et animale.

➤ Les résultats enregistrés de la biomasse aérienne de croissance montrent qu'à une période de 8 semaines de croissance les espèces végétales utilisées ne sont pas affectées. La valeur moyenne maximale de la biomasse a été enregistrée chez *L. sativa* (6,43g de matière sèche) sur le sol1. Cette valeur est différente à celle enregistrée chez la même espèce (4,02 g) en croissance sur un sol traité à 50% de boue résiduaire (Kassaoui et al, 2009). La laitue est une plante connue par son aptitude à accumuler les métaux essentiellement Cd, Cu, Ni et Zn (Jordão et al., 2007). Cette espèce est utilisée pour estimer la phytodisponibilité métalliques dans les sols de jardins potagers contaminés (Dolgen et al., 2004 ; Inaba et Takenaka , 2005; Jordão et al., 2007). Pour *S. lycopersicum*, la valeur moyenne de la biomasse maximale a été notée sur le sol1 (6,74 g de matière sèche). Cette valeur est proche de celle enregistrée chez la même espèce (8,6 g) en croissance sur le sol traité à 50% de boue résiduaire (Kassaoui et al, 2009). Concernant *A. sativa* et *L. multiflorum* la biomasse moyenne maximale des parties aériennes est de 7,20 g de matière sèche (sol2) et 9,60 g de matière sèche (sol2) respectivement. Le Ray-grass (Poaceae) est très résistant aux conditions climatiques et il est caractérisé par une croissance rapide. C'est une plante test couramment utilisée comme bioindicateur de la contamination métallique. Selon Meert (2010), parmi les principales familles tolérantes et hyperaccumulatrice de métaux lourds sont la famille des Poaceae.

➤ Les teneurs métalliques enregistrées au niveau des plantes tests après 8 semaines de croissance révèlent une phytodisponibilité des éléments métalliques (Cr, Cu, Zn, Pb et Ni) et une translocation vers les parties aériennes. L'accumulation de ces éléments métalliques au niveau des espèces utilisées varie d'une espèce à une autre selon la mobilité, la biodisponibilité et la concentration totale de chaque élément métallique au niveau du sol.

En effet nous constatons que le Zn et le Cu présentent le taux le plus élevé au niveau des parties aériennes. Ces éléments sont les mieux assimilables par les plantes (Adriano, 2001). Pour le Cr, malgré que sa concentration qui est très élevée au niveau du sol, sa teneur au niveau des parties aériennes de l'ensemble des espèces étudiées est faible. Cela est en relation probablement avec l'organe végétatif et qu'il est plus accumulé au niveau des racines. Concernant le Pb et le Ni, les teneurs enregistrées au niveau des parties aériennes reflètent les concentrations moins importantes au niveau du sol par rapport aux autres éléments.

➤ L'accumulation des métaux dans les cultures peuvent être due à l'absorption de métaux lourds à partir des sols contaminés par les racines des plantes (McBride, 2003). La teneur en métal des parties consommées permettent alors d'estimer le risque de contamination de la chaîne alimentaire

V. Conclusion

La toxicité des sols à proximité de la décharge a été déterminée au moyen du test de germination des graines appartenant aux espèces végétales : la laitue, la fève et le blé et par des cultures en pot de végétation des espèces végétales : la laitue, l'avoine, la tomate et le ray-grass. L'ensemble des résultats obtenus nous a permis de révéler l'impact de la décharge sur la qualité des sols notamment les sols cultivés.

Les résultats d'application du test de germination sur les sols contaminés révèlent que ces sols permettent la germination de la totalité des graines avec un pouvoir germinatif qui varie selon les espèces végétales utilisées. Le pourcentage moyen d'inhibition de germination au septième jour pour l'espèce *Triticum turgidum* est de 0%. Toutefois pour *Vicia faba* et *Lactuca sativa* il est de 20 % et 22 % respectivement. Pour mieux préciser la toxicité des polluants, les tests des essais de germination ont été complétés par la réalisation des essais culturaux en pot de végétation sur les échantillons des sols (sol1, sol2 et sol3) et la biomasse de la matière sèche des espèces végétales, la laitue, la tomate, le ray grass et l'avoine a été évaluée. Les trois échantillons de sol de la décharge ont abouti à un meilleur rendement en termes de biomasse pour l'ensemble des espèces végétales testées. Ce test confirme que le sol de la décharge ne présente aucun signe de phytotoxicité vis-à-vis du test de croissance. Les teneurs métalliques mesurées au niveau des plantes tests après 8 semaines de croissance révèlent une phytodisponibilité des éléments métalliques (Cr, Cu, Zn, Pb et Ni) et une translocation vers les parties aériennes. L'accumulation de ces éléments métalliques au niveau

des espèces utilisées varie d'une espèce à une autre. Le Zn et le Cu présentent le taux le plus élevé au niveau des parties aériennes pour l'ensemble des espèces végétales testées

Vu les fortes teneurs métalliques totales observées dans les sols, ces derniers constituent un risque potentiel de transfert de ces éléments vers les plantes cultivées et leur bioaccumulation le long de la chaîne alimentaire.

Partie 2

Évaluation du risque sanitaire lié à la contamination de la végétation cultivée au voisinage de la décharge de Essour

I. Introduction

L'accumulation excessive des métaux lourds dans les sols agricoles au voisinage des sites de décharges publiques notamment les décharges «sauvages» 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.). les plantes comestibles sont traditionnellement cultivées dans des jardins familiaux (Morel et *al.*, 2005). La consommation de ces 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 humaine aux métaux.

L'évaluation du risque toxicologique est un processus qualitatif et quantitatif qui vise à déterminer la probabilité qu'une exposition à des agresseurs environnementaux, de produire des effets néfastes sur la santé humaine. C'est une démarche mettant en relation des informations toxicologiques sur un contaminant avec les informations sur l'exposition humaine à ce contaminant, en vue d'estimer quantitativement le niveau de risque pour la santé humaine associé à cette exposition.

Cette partie d'étude a pour objectif d'évaluer le risque sanitaire lié à la consommation de végétaux cultivés dans les sols de jardin localisés au voisinage des sites à proximité des décharges non contrôlées et de révéler l'impact de la décharge sur la contamination métallique de la chaîne trophique

II. Matériels et méthodes

II.1. Échantillonnage des plantes et du sol

À proximité de la décharge publique non contrôlée de Essour, trois parcelles d'échantillonnages ont été prospectés à l'entrée de la commune de Essour, à 36° 00' 02" Nord, 0° 19' 52" Est (P1) ; 35° 59' 50" Nord, 0° 20' 01" Est (P2) et 35° 59' 53" Nord, 0° 19' 05" Est (P3). (Figure 28).

L'échantillonnage des plantes étudiées a été réalisé pendant la période de Mai et juin de l'année 2013. Le choix des plantes prélevées est basé en particulier sur l'utilisation de ces

plantes pour la consommation alimentaire. Pour chaque espèce végétale, un échantillon moyen composé de cinq prélèvements a été retenue pour l'analyse. Après broyage la poudre végétale a été minéralisée par attaque acide (schwartz 1997) et la fraction des éléments métallique a été analysée par spectroscopie d'absorption atomique. Les plantes culinaires étudiées sont illustrées dans le tableau 21.

En même temps que l'échantillonnage des végétaux, des échantillons moyens composés de trois prélèvements de sol cultivé ont été réalisés à une profondeur de 10 à 40 cm (rhizosphère) au niveau de chaque parcelle. Les échantillons de sol ont été mélangés homogénéisés, traités à l'eau régale et analysés (protocole expérimental déjà cité). Les données quantitatives des métaux lourds (Cr, Cu, Zn, Pb et Ni) vont nous servir pour calculer le coefficient de transfert (TF). En parallèle, des échantillons contrôles de sol (Sc) et des mêmes espèces végétales ont été effectués au niveau de deux parcelles cultivées non contaminées au voisinage de la forêt de Capivi en allant vers la ville de Willis par la route nationale N° 11 à $36^{\circ} 06' 49''$ Nord ; $0^{\circ} 13' 49''$ Est (Pc1) et $36^{\circ} 06' 51''$ Nord ; $0^{\circ} 13' 52''$ Est (Pc2). (figure 29)



Figure 28. Vue aérienne des parcelles (P) d'échantillonnage du sol et des plantes (Commune Essour)



Figure 29. Vue aérienne des parcelles contrôle (Pc) d'échantillonnage du sol et des plantes (Capivi).

Tableau 21. Les espèces échantillonnées dans les trois parcelles de sols au environ de la décharge d'Essour

Espèces végétales	Famille	Nom vernaculaire	Parties analysées	Lieu de prélèvement
<i>Allium cepa</i>	Alliacée	Oignon	Bulbe et feuilles	P2
<i>Daucus carota</i>	Apiacée	Carotte	Partie souterraine et Feuilles	P2
<i>Ficus carica</i>	Moracée	Figuier	Feuilles	P3
<i>Laurus nobilis</i>	Lauracée	Laurier	Feuilles	P2
<i>Mentha spicata</i>	Lamiacée	Menthe	Feuilles et racines	P2
<i>Petroselinum vulgare</i>	Apiacée	Persil	Feuilles et racines	P2
<i>Solanum tuberosum</i>	Solanacée	Pomme de terre	Tubercule et racines	P3
<i>Spinacia oleracea</i>	Chénopodiacée	Épinard	Feuilles et racines	P3
<i>Triticum turgidum</i>	Poacée	Blé	Partie aérienne souterraine	P1
<i>Vitis vinifera</i>	Vitacée	Vigne	Feuilles	P3

P : Parcelle de prélèvement

II.2. Méthodes

A- Evaluation du risque sanitaire

Pour évaluer le risque sanitaire lié à la consommation de ces plantes, nous avons d'abord déterminé l'apport journalier en métaux (Daily intake of metals) noté **DIM** et exprimé en mg kg⁻¹ jour⁻¹ selon l'équation suivante (Khan et al., 2008) :

$$\text{DIM} = \frac{\text{C métallique} \times \text{C facteur} \times \text{D apport}}{\text{P corporel moyen}}$$

C métallique : concentration métallique dans la plante (mg kg⁻¹)

C facteur : La valeur du facteur de conversion est de **0,085**, il est utilisé pour convertir le poids sec de la plante en poids frais (Khan et al., 2008)

D apport alimentaire : la consommation individuelle des plantes peut être estimée à 0.382kg j⁻¹ (poids frais) pour l'adulte. Cette valeur correspond à la consommation journalière moyenne par personne que nous avons utilisé dans cette étude

La consommation moyenne de la végétation culinaire est calculée en menant une enquête auprès de la population (homme et femme) de Ain Tedless et de Essour. Cette population est adulte et d'un poids compris entre 50 et 60 kg. 300 personnes ont été interrogées sur la consommation quantitative de certaines plantes vivrières préférées à savoir sur les espèces végétales analysées dans notre étude. Après avoir traité nos résultats, nous avons retenu une

moyenne estimée à 0.382 kg j⁻¹. Cette valeur correspond à la consommation journalière moyenne des plantes culinaires par personne adulte. C'est une démarche suivie par plusieurs auteurs . (Chary et *al.*, 2008 ; El Hamiani et *al.*, 2010 ; Adeel et Riffat., 2014)

P corporel moyen : Le poids corporel moyen employé dans cette étude est de 55,9 kg (Khan et *al.*, 2008 ; Chary et *al.* , 2008 ; Nabulo et *al.*, 2010).

B- Indice de risque sanitaire (HRI)

Nous avons calculé l'indice du risque sanitaire (Health risk indice) pour la population locale lié à la consommation des plantes culinaires contaminées en évaluant l'apport journalier par voie orale via la chaîne alimentaire (DIM) par rapport à la dose orale de référence (RfD) pour chaque métal (USEPA, 2006).

En général, la dose de référence est une estimation de l'exposition quotidienne à la population humaine qui est susceptible d'être sans risque appréciable (non cancérigène) d'effets délétères au cours de la durée de vie (USEPA, 2006). Les valeurs de la dose orale de référence pour Cr, Cu, Zn, Pb et Ni employées dans cette étude sont 1,5 ; 0,04 ; 0,3 ; 0,004 ; 0,02 mg kg⁻¹ jour⁻¹, respectivement (USEPA, 2006). L'indice de risque sanitaire est représenté selon l'équation suivante. (Jan et *al.*, 2010)

$$\text{HRI} = \frac{\text{DIM}}{\text{RfD}}$$

Si **HRI <1** cela indique que la population exposé est supposée sans danger.

III. Résultats

III.1. Evaluation de la pollution métallique au niveau du sol et des plantes

Pour prédire le risque de transfert des polluants métalliques à travers la chaîne alimentaire, quelques espèces végétales vivrières cultivées au environ de la zone d'étude (décharge de Essour) ont été analysées. Nous avons identifié dix (10) espèces végétales appartenant à neuf (9) familles botaniques à savoir, *Allium cepa L* ; *Daucus carota L* ; *Fucus carica L* ; *Laurus nobilis L* ; *Mentha spicata L* ; *Petroselinum vulgare L* ; *Solanum tuberosum L* ; *Spinacia oleracea L* ; *Triticum turgidum L* ; *Vitis vinifera L* (Tableau 21). Le choix des plantes prélevées est basé en particulier sur l'utilisation de ces plantes pour la consommation alimentaire de la population locale et que ces espèces sont majoritairement cultivées dans les sols des jardins et des sols agronomiques.

➤ Les résultats de l'évaluation des métaux lourds au niveau des échantillons de sol cultivé (P1, P2, P3) au voisinage de la décharge (Essour) ont révélé des teneurs totales moyennes élevées par rapport aux sols témoins (P4). La figure (30) présente les concentrations moyennes totales des éléments métalliques, Cr, Cu, Zn, Pb et Ni pour chaque parcelle de jardin agronomique et qui sont de la valeur minimale à la valeur maximale de 25.3 mg kg⁻¹ au 101.6 mg kg⁻¹; de 78.5 mg kg⁻¹ au 202.7 mg kg⁻¹ ; de 68.9 mg kg⁻¹ au 93.7 mg kg⁻¹ ; de 35.6 mg kg⁻¹ au 68.8 mg kg⁻¹ de 29.4 mg kg⁻¹ au 70.3 mg kg⁻¹ respectivement. Certaines valeurs dépassent les valeurs limites standards recommandées par l'union Européenne (2006). Le tableau (22), présente les concentrations moyennes totales des éléments métalliques Cr, Cu, Zn, Pb et Ni au niveau des sols contaminés et qui sont 74,13 mg kg⁻¹, 120.6 mg kg⁻¹, 81.7 mg kg⁻¹, 52.03 mg kg⁻¹, et 51.76 mg kg⁻¹ respectivement contre 16.3mg kg⁻¹, 20.7mg kg⁻¹ 45.7mg kg⁻¹, 9.33mg kg⁻¹ et 17.3mg kg⁻¹ respectivement. Ces valeurs ont été enregistrées au niveau des échantillons de sol prélevés au environ de la forêt Capivi (sol non contaminé). Les valeurs les plus élevées du facteur d'enrichissement sol ont été enregistrées pour le Cuivre (5.82) suivies du plomb (5.57) , du chrome (4.53) et de Ni (2.98) (tableau 22) .Toutefois ce facteur est faible pour le Zinc (1.78). Cela est en relation avec le contenu total en métaux dans les deux types de sol. Cela révèle l'impact de la décharge de Essour sur l'environnement notamment sur le sol et l'eau souterraine.

➤ Les concentrations moyennes totales des éléments métalliques, Cr, Cu, Zn ,Pb et Ni dans les parties aériennes (feuilles) des espèces végétales, *F. carica* ; *L. nobilis* ; *M. spicata* ; *P. vulgare* ; *S.oleracea* ;*T. turgidum* et *V. vinifera* varient d'une espèce à l'autre, elles sont de la valeur minimale à la valeur maximale de 8.82mg kg⁻¹ et 80.58 mg kg⁻¹ pour Cr,13.26 mg kg⁻¹ et 52.70 mg kg⁻¹ pour Cu, 48.39 mg kg⁻¹ et 118.12mg kg⁻¹ pour Zn (Tableau23), 3.95 mg kg⁻¹ et 9.01mg kg⁻¹ pour Pb, 4.49 mg kg⁻¹ et 33.62 mg kg⁻¹ pour Ni (Tableau24). Concernant pour les parties souterraines des espèces végétales, *A. cepa* ; *D. carota* et *S. tuberosum*, les teneurs totales moyennes des éléments métalliques, varient de la valeur minimale à la maximale de 11.60 mg kg⁻¹ et 19.60 mg kg⁻¹(Cr), de 22.06 mg kg⁻¹ et 44.26 mg kg⁻¹ (Cu), de 56.20mg kg⁻¹ et 112.02 mg kg⁻¹ (Zn) (tableau 23), de 10.42mg kg⁻¹ et11.03 mg kg⁻¹ (Pb), de 17.03 mg kg⁻¹ et 47.16 mg kg⁻¹ (Ni) (tableau 24) . Les teneurs moyennes en éléments métalliques Cr, Cu, Zn, Pb et Ni les plus importantes ont été détectées chez *Vitis vinifera*, *Laurus nobilis*, *Allium cepa*, *Daucus carota* et *S. Tuberosum* respectivement. A titre de comparaison avec les plantes cultivées sur les sols témoins, les résultats obtenus montrent des concentrations élevées de l'ensemble de ces éléments métalliques par rapport à ceux obtenus au niveau des parcelles cultivées au environ de la forêt de Capivi. Notamment le Cr (80.58

mg kg⁻¹ contre 3.72 mg kg⁻¹ chez la vigne ; 76.3 mg kg⁻¹ contre 0.42 mg kg⁻¹ chez le laurier) ; le **Cu** (52.70 mg kg⁻¹ contre 5.92 mg kg⁻¹ chez le laurier ; 20.18 mg kg⁻¹ contre 3.40 mg kg⁻¹ chez la menthe) ; le **Zn** (112.02 mg kg⁻¹ contre 16.22 mg kg⁻¹ chez l'oignon ; 83.21 mg kg⁻¹ contre 14.64 mg kg⁻¹ chez la carotte) ; le **Pb** (5.73 mg kg⁻¹ chez le persil et 6.43 mg kg⁻¹ chez la menthe contre la valeur inférieure à la limite de détection chez les même espèces) et pour le **Ni** (31.18 mg kg⁻¹ contre 2.9 mg kg⁻¹ chez la menthe ; 9.18 mg kg⁻¹ contre 0.88mg kg⁻¹ chez la vigne). Nous avons noté une différence significative (P<0.05) pour l'ensemble des éléments métalliques entre les sols des différentes parcelles d'études (environnement de la décharges et la forêt Capivi) et entre les espèces cultivées dans les différents sols étudiés. Ces résultats révèlent l'impact de la décharge sur la qualité de la végétation culinaire.

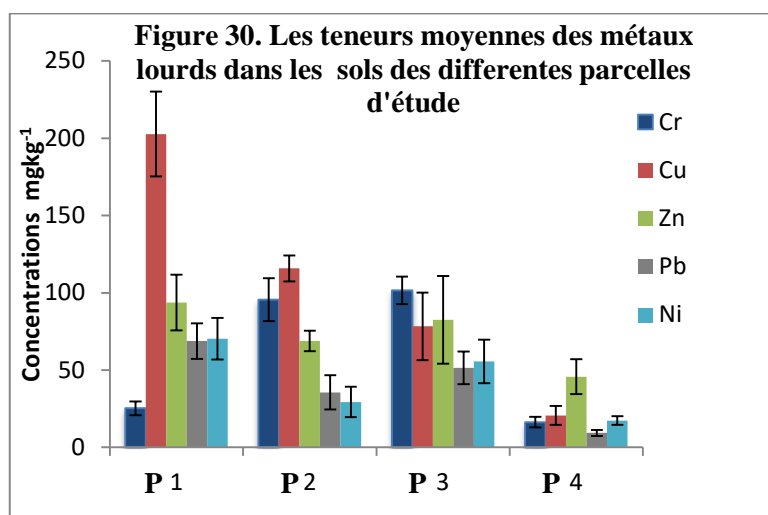


Tableau 22 . Les teneurs moyennes des métaux lourds (mgkg⁻¹) dans le sol contaminé et non contaminé à une profondeur de 10 à 40 cm

Métaux lourds	Sol contaminé		Eu ^a	Sol non contaminé		FEs
	Ecart	Moyenne		Ecart	Moyenne	
Cr	20,3 -107,2	74,13 ±37.7	100	14.6-18.3	16.36 ±2.5	4.53
Cu	64.5-209.4	120.6 ±61.18	100	18.4-23.2	20.7±2.8	5.82
Zn	62.6-121.2	81.7±20.2	300	36.6-58.5	45.7±7.1	1.78
Pb	28.5-80.5	52.03 ±17.2	100	8.3-12.8	9.33 ± 2.6	5.57
Ni	18.2 - 85.6	51.76 ±21.01	50	14.5-22.5	17.33 ±1.8	2.98

Eu^a : Valeurs limites standards recommandées par l'union Européenne (2006)

FEs : Facteur d'enrichissement = $\frac{\text{Concentration du métal dans le sol contaminé}}{\text{Concentration du métal dans le sol non contaminé}}$

Tableau 23. Les teneurs moyennes des métaux lourds, Cr, Cu et Zn (mgkg^{-1}) dans les plantes cultivées sur sol contaminé et sur sol non contaminé

Espèces végétales	Cr ^c	Cr ^t	Cu ^c	Cu ^t	Zn ^c	Zn ^t
<i>A. cepa</i>	19.6±2.5	3.2 ± 0.3	22.6±1.4	11.53±2	112.02±7	16.22±1.7
<i>D. carota</i>	16.60±0.8	2.8±0.2	37.02±2.6	12.6±2.4	83.21±5	14.64±0.5
<i>F. carica</i>	21.3±0.9	1.04±0.1	28.12±4	9.52±1.2	58.71±2.6	16.6±0.7
<i>P. vulgare</i>	20.61±1.2	1.5±0.2	18.7±2	6.65±0.3	75.8±3.6	23.13±3.1
<i>T. turgidum</i>	8.82±0.3	0.93±0.02	13.26±1.7	5.33±0.4	73.54±4	25.01±1.4
<i>S. tuberosum</i>	11.6±1.6	1.85±0.2	44.26±2.5	12.2±1.2	56.2±1.9	15.52±0.6
<i>S. oleracea</i>	12.43±1.5	1.75±0.1	21.13±2	10.02±1.1	118.12±5.3	20.13±3
<i>M. spicata</i>	25.2±3.3	3.62±0.4	20.18±2.6	3.4±0.6	51.3±2.9	13.28±1.3
<i>V. vinifera</i>	80.58±5	3.72±1.07	13.63±3	2.88±0.2	48.39±2	16.20±0.5
<i>L. nobilis</i>	76.3±2.6	0.42±0.03	52.7±4.2	5.92±0.1	84.2±4.6	15.6±0.8
Moyenne	29.30±1.9	2.09±0.3	27.16±2.6	8±0.95	76.75±3.9	17.63±1.4

^c: contaminé

^t: non contaminé

Tableau 24. Les teneurs moyennes des métaux lourds, Pb et Ni (mgkg^{-1}) dans les plantes cultivées sur le sol contaminé et sur le sol non contaminé

Espèces végétales	Pb ^c	Pb ^t	Ni ^c	Ni ^t
<i>A. cepa</i>	10.42±1.5	0.1 ± 0.03	17.03±2.4	3.33±0.2
<i>D. carota</i>	11.03±1.8	0.5±0.02	27.08±2.3	4.6±1.1
<i>F. carica</i>	9.01±0.2	0.02±0.01	12.88±0.4	3.2±0.2
<i>P. vulgare</i>	5.73±0.07	< DT	14.56±2.1	2.8±0.1
<i>T. turgidum</i>	3.95±0.02	0.13±0.02	4.49±0.8	2.2±0.04
<i>S. tuberosum</i>	10.48±1.3	0.26±0.02	47.16±3.5	3.6±1.2
<i>S. oleracea</i>	6.06±1.5	0.15±0.01	33.62±2.6	6.8±1.1
<i>M. spicata</i>	6.43±1.3	< DT	31.18±0.6	2.9±0.06
<i>V. vinifera</i>	7.20±1.4	0.16±0.07	9.18±0.3	0.88±0.05
<i>L. nobilis</i>	4.63±2.1	0.36±0.03	12.7±1.2	4.72±0.1
Moyenne	7.50±1.12	0.17±0.02	21±1.6	3.5±0.4

III.2.Fraction mobilisable des éléments métalliques

Le facteur de transfert (FT) des métaux nous renseigne sur la fraction mobilisable du sol vers la plante, les valeurs moyennes sont enregistrées dans le tableau (25). Les résultats montrent que les fractions mobilisables maximales pour le Cr, Cu, Zn, Pb et Ni sont enregistrées respectivement chez *Vitis vinifera* (1.08) et *Laurus nobilis* (1.02) pour Cr ; *Laurus nobilis* (0.43) et *Solanum tuberosum* (0.37) pour Cu ; *Spinacia oleracea* (1.44), *Allium cepa* (1.38) et *Laurus nobilis* (1.03) pour Zn ; *Daucus carota* (0.21) pour Pb ; *Solanum tuberosum* (0.91) et *Spinacia oleracea* (0.65) pour Ni. Nous constatons que pour la plupart des espèces végétales l'accumulation des métaux lourds est positive à différents degrés et ça reflète le contenu total de chaque métal au niveau du sol. *L. nobilis* présente la valeur maximale de la somme du FT pour l'ensemble des éléments métalliques alors que *T. turgidum* révèle la valeur minimale (tableau 25). Le total des valeurs du FT des métaux dans les parties analysées des plantes étudiées sont classées dans l'ordre décroissant suivant : Zn > Ni > Cr > Cu > Pb. Ces résultats nous informent, que la culture des plantes pour la consommation humaine ou animale sur les sols contaminés peut potentiellement conduire à l'assimilation et l'accumulation des éléments métalliques dans les parties comestibles.

Tableau 25. Le facteur de transfert des éléments métalliques du sol vers les espèces végétales

Espèces végétales	Facteur de transfert (FT)					
	Cr	Cu	Zn	Pb	Ni	Somme
<i>A. cepa</i>	0.26	0.18	1.38	0.20	0.33	2.35
<i>D. carota</i>	0.22	0.30	1.01	0.21	0.52	2.26
<i>F. carica</i>	0.28	0.23	0.72	0.17	0.24	1.64
<i>P. vulgare</i>	0.27	0.15	0.92	0.11	0.28	1.73
<i>T. turgidum</i>	0.11	0.10	0.90	0.07	0.08	1.26
<i>S. tuberosum</i>	0.15	0.37	0.68	0.20	0.91	2.31
<i>S. oleracea</i>	0.16	0.17	1.44	0.11	0.65	2.53
<i>M. spicata</i>	0.34	0.16	0.62	0.12	0.60	1.84
<i>V. vinifera</i>	1.08	0.11	0.59	0.13	0.17	2.08
<i>L. nobilis</i>	1.02	0.43	1.03	0.18	0.24	2.90
Total	3.89	2.20	9.29	1.50	4.02	

III.3. Evaluation du risque sanitaire (DIM, HRI)

➤ Les valeurs de l'apport journalier en métaux (DIM) sont indiquées dans le tableau (26) Elles sont estimées pour l'adulte et basées sur la consommation journalière moyennes de différentes plantes culinaires. Les valeurs de l'apport journalier en Cr, Cu, Zn Pb et Ni ont été déterminées. Les valeurs du DIM sont élevées par la consommation de la majorité des plantes cultivées dans les sites étudiés surtout en Zn en Cu et en Cr. Cependant, elles sont toutes inférieures à 1. Nous avons constaté que l'apport journalier (DIM) en Zn excède en général celui des autres métaux. Les espèces *V. vinifera* et *L. nobilis* présentent les valeurs d'apport journalier en Cr, les plus élevés (0.050 et 0.046) ; *L. nobilis* en Cu (0.03) ; *A. cepa* et *S. oleracea* en Zn (0.07) ; *D. carota* et *A. cepa* en Pb (0.006) et *S. tuberosum* en Ni (0.03). La comparaison des apports journaliers (DIM) en métaux pour la consommation des plantes culinaires dans les trois parcelles étudiées, aux valeurs de la dose de référence orale pour chacun des éléments analysés montrent que ces apports journaliers sont inférieurs aux doses de référence orales pour les éléments métalliques Cr, Cu et Zn analysés (Tableau 26). Concernant pour le Pb, nous avons noté quelques valeur de DIM ($\text{mg kg}^{-1}\text{jour}^{-1}$) supérieurs à la dose de référence c'est celles qui sont liées à la consommation de *A. cepa* (0.006), *Daucus carota* (0.006), *F. carica* (0.005), *S. tuberosum* (0.006). Pour le Ni la valeur de DIM la plus élevée est 0.03 liée à la consommation de *S. tuberosum*.

L'augmentation de l'apport journalier en métaux lié à la consommation de ces légumes constitue un danger et un risque pour la santé.

➤ Les valeurs des indices du risque sanitaire (HRI) pour les éléments métalliques liées à la consommation des plantes culinaires par l'adulte sont déterminées et représentées dans le tableau 27. Les valeurs d'indice du risque sanitaire (HRI) pour Cr, Cu, Zn, Pb et Ni varient entre 3×10^{-3} et 3×10^{-2} ; 0.2 et 75×10^{-2} ; 0.1 et 23×10^{-2} ; 0.5 et 1.25 ; 0.15 et 1 respectivement. Les valeurs des HRI pour les éléments analysés Cr, Cu et Zn sont inférieures à 1 pour l'ensemble de la végétation testée (Tableau 27). La valeur du HRI la plus élevée est observée chez *V. vinifera* et *L. nobilis* pour Cr, *L. nobilis* pour Cu et *A. Cepa* pour Zn (Tableau 27).. Nous constatons que les risques d'exposition pour la santé humaine via la consommation de ces plantes peuvent être considérés sans danger à ce niveau. Cependant les valeurs du HRI enregistrées pour le Pb sont supérieures à 1 chez *A. cepa* (1.5), *D. carota* (1.5), *F. carica* (1.25) et *S. tuberosum* (1.5). Pour le Ni les valeurs les plus élevées du HRI ont été notées chez *S. tuberosum* (1.5), *S. oleracea* et *M. spicata* (HRI=1) (Tableau 27). Par conséquent, la consommation de ces plantes présente un risque sanitaire pour la population locale.

Tableau 26. Aport journalier en métaux (DIM) ($\text{mg kg}^{-1}\text{jour}^{-1}$) par la consommation de la végétation étudiées au environ de la décharge

Espèces végétales	Cr	Cu	Zn	Pb	Ni
<i>A. cepa</i>	0.011	0.013	0.07	0.006	0.010
<i>D. carota</i>	0.010	0.022	0.05	0.006	0.016
<i>F. carica</i>	0.013	0.017	0.03	0.005	0.008
<i>P. vulgare</i>	0.012	0.011	0.04	0.003	0.009
<i>T. turgidum</i>	0.005	0.008	0.04	0.002	0.003
<i>S. tuberosum</i>	0.007	0.026	0.03	0.006	0.030
<i>S.oleracea</i>	0.007	0.013	0.07	0.003	0.020
<i>M. spicata</i>	0.015	0.012	0.03	0.003	0.020
<i>V. vinifera</i>	0.050	0.008	0.03	0.004	0.005
<i>L. nobilis</i>	0.046	0.030	0.05	0.002	0.008
R_{fd}	1.5	0.04	0.3	0.004	0.02

R_{fd} (Dose de références) (USEPA, 2006)

Tableau 27. Indice de risque sanitaire (HRI) pour chaque élément métallique causé par la consommation des espèces végétales cultivées dans les sols de jardin contaminé

Espèces végétales	Cr	Cu	Zn	Pb	Ni
<i>A. cepa</i>	7×10^{-3}	32×10^{-2}	23×10^{-2}	1.5	0.5
<i>D. carota</i>	6×10^{-3}	55×10^{-2}	16×10^{-2}	1.5	0.8
<i>F. carica</i>	8×10^{-3}	42×10^{-2}	0.1	1.25	0.4
<i>P. vulgare</i>	8×10^{-3}	27×10^{-2}	13×10^{-2}	0.75	0.45
<i>T. turgidum</i>	3×10^{-3}	0.2	13×10^{-2}	0.5	0.15
<i>S. tuberosum</i>	4×10^{-3}	65×10^{-2}	0.1	1.5	1.5
<i>S.oleracea</i>	4×10^{-3}	0.32	23×10^{-2}	0.75	1
<i>M. spicata</i>	1×10^{-2}	0.3	0.1	0.75	1
<i>V. vinifera</i>	3×10^{-2}	0.2	0.1	1	0.25
<i>L. nobilis</i>	3×10^{-2}	75×10^{-2}	16×10^{-2}	0.5	0.4

IV. Discussions

En fonction de leur localisation dans les zones urbaines ou périurbaines, à proximité des décharges urbaines « sauvages » et des déchets miniers, les sols de jardin sont amenés à recevoir divers matériaux apportés par l'activité humaine. Ils reçoivent différentes pollutions qui, à la longue, pourraient s'avérer nocives et constituer une menace pour la santé des consommateurs. Dans la littérature, peu des travaux se sont intéressés à l'étude du risque lié aux sols de jardin contaminés par la pollution métallique au voisinage des décharges publiques non contrôlées. Quelques travaux ont été cités en particulier sur ceux localisés au voisinage des sites miniers (Cui *et al.*, 2005 ; Liu *et al.*, 2005 ; Kachenko *et al.*, 2006 ; Zhuang *et al.*, 2009 et ceux irrigués par les eaux usées (Bouchouata *et al.*, 2011 ; Alaaziri *et al.* 2015 ; Ganesh *et al.*, 2016 ; Ahmed *et al.* 2016)

➤ L'analyse quantitative en éléments métalliques, chrome, cuivre, zinc, plomb et nickel des sols de jardin prélevés au environ de la zone de la décharge présente des concentrations inférieures aux celles enregistrées à la sortie de cette décharge. Cependant les teneurs enregistrées pour la majorité des prélèvements au niveau des trois parcelles sont importantes notamment pour Cr, Cu et Ni et dépassent les valeurs recommandées par l'union Européenne (2006). Par conséquent, les concentrations métalliques dans les sols de jardin étudiés mettent en évidence l'impact de la décharge sur ces sols. En plus de cette contamination un risque de transfert des métaux lourds peut être effectué au niveau des espèces végétales cultivées. En effet les sols contaminés constituent un risque potentiel de transfert des métaux aux plantes cultivées et leur bioaccumulation le long des chaînes alimentaires (Nejmeddine *et al.*, 2003).

➤ Les teneurs métalliques détectées dans les parties aériennes et souterraines des espèces cultivées sur les sols de jardin sont importantes et dépassent les valeurs standards avancées par Kabata-Pendias et Pendias (2001) et l'Union Européenne (2006) qui sont pour Cr, Cu, Zn et Pb de 1 mg kg^{-1} , 20 mg kg^{-1} , 50 mg kg^{-1} et 0.43 mg kg^{-1} respectivement et 5 mg kg^{-1} pour Ni (Kabata-Pendias et Pendias 2001). Ces teneurs ont permis de montrer la mobilité et la phytodisponibilité de ces polluants dans l'interface sol/plante. Les fortes teneurs en éléments métalliques dans les parties aériennes des plantes analysées constituent des évidences montrant que l'absorption foliaire suite au dépôt atmosphérique pourrait être une source importante de contamination des plantes par rapport à l'absorption racinaire. En effet l'apport atmosphérique des éléments métalliques est à l'origine de l'incinération des ordures ménagères et des différents déchets au niveau des décharges publiques. Ceci confirme les

résultats publiés par Zheng et *al.* (2007) et Zheng et *al.* (2010) sur l'absorption foliaire des métaux

➤ Le facteur de transfert des éléments métalliques est un indice essentiel pour évaluer le potentiel de transfert sol-plantes d'un métal donné. Il est indispensable pour estimer le risque sanitaire lié aux sols contaminés (Cui et *al.*, 2004). La somme de la fraction mobilisable pour chaque élément métallique est différente au niveau des dix espèces végétales testées. Cette différence peut être due à l'affinité de l'espèce vis à vis du métal et l'organe végétatif testé (site d'accumulation). Nous avons observé une corrélation positive de mobilité entre le sol et les plantes par exemple pour Zn (98mg kg^{-1} sol et $\text{FT}=8.55$) et pour le Ni (46.16 mgkg^{-1} sol et $\text{FT}=4.54$). Cependant, bien que la teneur en Cu est importante au niveau du sol (172.3 mgkg^{-1}), sa mobilité est limitée à ce niveau d'étude ($\text{FT}=1.62$). Cela est probablement lié aux pratiques de jardinage qui sont plus intensives dans les sols de jardin et qui sont liées aux recyclages des déchets, ce qui favorise l'augmentation des éléments piègeurs des métaux. En effet lorsque les oxydes de Fe et de Mn augmentent dans le sol la fraction échangeable de Cu diminue par adsorption (Davanche et *al* 2003). Cette constatation mérite d'être vérifiée. Nous avons noté un transfert des éléments métalliques, Cr, Cu, Zn Pb et Ni vers les parties consommables de la végétation étudiées dont les concentrations dépassent les limites standards pour les végétaux cultivés recommandés par l'Union Européenne (2006) et (Kabata-Pendias et Pendias (2001). D'une manière générale le transfert des éléments métalliques et leur translocation vers les parties aérienne dépend des différents facteurs (espèce végétale, caractéristiques physicochimiques des sols, espèces métalliques présentes) (Sharma et *al.*, 2007; Zheng et *al.*, 2007 ; Moreno-Jiménez et *al.*, 2009)

➤ Les valeurs de l'apport journalier en métaux (DIM) sont estimées pour l'adulte sur la consommation journalière des espèces végétales étudiées. L'apport journalier en métaux dépend à la fois de la dose d'apport alimentaire quotidienne de la végétation vivrière et de la concentration de chaque élément métallique au niveau de cette végétation. Nous avons noté que le DIM en Zn chez *A. cepa* est important même résultats a été trouvé chez la même espèce cultivées à proximité d'une zone minière (El Hamiani., 2010). Les valeurs de l'apport journalier en Cr, Cu et Zn lié à la consommation des espèces végétales utilisées sont élevés mais reste inférieurs aux doses de références recommandées par l'Union Européennes (2006). Ces résultats s'accordent avec les apports journaliers en métaux enregistrées chez *Solanum tuberosum*, *Daucus carota*, *Spinacia oleracea* irriguées par les eaux usées (Adeel et Riffat., 2014) et *Petroselinum vulgare*, *Mentha viridis* cultivées dans une zone minière (El Hamiani., 2010).

L'accumulation de fortes teneurs des éléments métalliques dans les organes végétatifs de la plante favorise l'augmentation de la dose de l'apport journalier en métaux (DIM) et sous l'effet cumulatif dans le corps humain, les concentrations peuvent se révéler dangereuse pour la santé humaine.

➤ La consommation des légumes cultivés dans les sols au environ des décharges publiques non contrôlées par la population locale peut augmenter le risque sanitaire car ils sont consommés en grande quantité. En effet, l'oignon, la pomme de terre, la menthe, le persil, le blé et la suite des espèces étudiées sont très utilisées par la population algérienne. Le risque sur la santé humaine (HRI) lié à la consommation des espèces végétales étudiées est déterminé. Ce paramètre dépend de l'apport journalier en métaux (DIM). Lorsque le DIM dépasse les doses de référence cela aboutit à l'augmentation du risque sur la santé humaine. En effet les valeurs des indices du risque sanitaire (HRI) pour les éléments métalliques Pb et Ni liées à la consommation de quelques plantes culinaires analysées par l'adulte sont supérieures à 1 ($HRI > 1$) à savoir *A. cepa*, *D. carota*, *F. carica*, *S. tuberosum* et *V. vinifera* ; *S. oleracea* et *M. spicata* respectivement. Ces espèces présentent des valeurs de DIM supérieures à la dose de référence. Absorbés par le corps ne sont que lentement excrétés et en conséquence, la toxicité des métaux est cumulative. Adeel et Riffat (2013) ont enregistré des valeurs de HRI pour le cadmium et le manganèse de l'ordre de 1.99 et 2.42 respectivement chez *Daucus carota* irriguée par les eaux usées. Pour la majorité des espèces étudiées, les valeurs de risque sanitaire varient d'une espèce à l'autre et selon l'élément métallique. Ces valeurs sont importantes et dépassent celles reportées par El Hamiani (2010) pour les mêmes métaux chez l'Oignon, la Menthe le Persil, le Romarin et la Verveine cultivées au voisinage d'une mine abandonnée. Ahmed et al (2016) ont enregistré des valeurs de HRI liées à la consommation de chrome importantes chez le radis l'épinard et la coriandre irriguée par les eaux usées au Bangladesh. Par conséquent, la consommation des plantes culinaires cultivées dans les sols de jardin étudiés dont les valeurs de l'indice de risque sanitaire ne dépasse pas **1** ne présente aucun risque sanitaire pour la population locale. Toutefois, d'autres sources d'alimentation à haute fréquence de consommation à savoir les légumes et les fruits cultivés sur les sols de jardin dans des sites contaminés peuvent constituer un danger et un risque sanitaire en augmentant l'apport journalier en métaux lié à la consommation de ces légumes et fruits contaminés

Il est connu que des graves problèmes sanitaires peuvent se développer suite à l'accumulation alimentaire excessive de métaux lourds dans le corps humain (Oliver, 1997). Bien que le Zn et Cu soient des éléments essentiels, les teneurs excessives dans les aliments et les plantes

constituent une grande préoccupation en raison de leur toxicité pour l'homme et les animaux (Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007). Türkdo•an et *al.* (2002) suggère que la prévalence élevée de taux de cancer gastro-intestinal supérieur dans la région de Van en Turquie est liée aux fortes teneurs métalliques dans les sols, fruits et légumes

V. Conclusion

Pour évaluer le risque en apport des métaux pour la santé humaine, l'évaluation de la contamination de la végétation culinaire et aromatique par les métaux lourds (Cr, Cu, Zn, Pb, et Ni) cultivée localement dans les sols de jardin au environ de la décharge publique a été déterminée. L'apport quotidien des éléments métalliques et l'indice de risque pour la santé ont été calculés. Les valeurs des apports journaliers en métaux et les indices du risque sanitaire (DIM et HRI) montrent que la consommation de toutes les espèces végétales étudiées est exempte de risque pour l'adulte pour les éléments métalliques Chrome, cuivre et zinc. Cependant il existe un risque sur la santé humaine en augmentant l'apport journalier en métaux, liés à la consommation des espèces végétales *Allium cepa*, *Daucus carota* et *Fucus carica*, *S. tuberosum* et *Vitis vinifera* contaminées par le plomb et *Solanum oleracea*, *Mentha spicata* contaminées par le Nickel.

Il existe plusieurs voies d'exposition possibles à la pollution métallique aux humains, mais la chaîne alimentaire est la voie la plus importante. En général, le danger associé aux polluants métalliques dans les sites contaminés persiste dans l'environnement, étant donné que les métaux sont non-biodégradables. Une attention particulière doit être portée à ces sites d'où la nécessité d'un suivi régulier du degré de contamination des différents écosystèmes est essentiel pour empêcher l'accumulation excessive et le transfert des polluants métalliques à la population humaine par le biais de la chaîne alimentaire (directe et indirecte).

Conclusion générale

Conclusion générale

Les systèmes de gestion des ordures des collectivités sont inadaptés à la multiplication en quantité et en variété des gisements de déchets d'origines ménagères, industrielles, artisanales et commerciales, hospitalières et administratives. Les déchets produits sont concentrés sur des sites en périphéries des agglomérations, épandus au sol, parfois dans des excavations. Les capacités de gestion de toutes les sortes de déchets " restent à ce jour relativement faible" que ce soit dans le management, la gestion des centres d'enfouissement technique ou même dans les activités de recyclage et de valorisation.

Plus de 3200 décharges "sauvages "ont été dénombrées à travers le territoire national dont 20 recensées dans la région de Mostaganem. Elles sont dans un état d'insalubrité très prononcé et constituent un danger permanent pour l'environnement et la santé publique. Les décharges non contrôlées sont la source de diverses contaminations notamment la pollution par les métaux lourds

Notre travail s'inscrit dans une perspective d'évaluation du risque environnemental de la pollution par les métaux lourds inhérent aux sols et à la végétation. Son objectif est de caractériser la contamination par les métaux lourds due à l'installation des décharges publiques non contrôlées sur les différents compartiments de l'environnement à savoir le sol et la végétation et d'en évaluer le risque potentiel sur la santé des populations humaines.

❖ La fraction totale des métaux lourds a été quantifiée au niveau des sols des trois décharges publiques non contrôlées les plus importantes (décharge d'El Hchem, de Hassi Memeche et de Essour), par la méthode de solubilisation la plus utilisée qui est la minéralisation par attaque acide, réalisée en milieu fermé et à chaud. Les analyses quantitatives et qualitatives des extraits ont été réalisées par la technique de la spectroscopie d'émission de Plasma à couplage inductif (ICP-AES) et d'absorption atomique (SAA). Les résultats obtenus montrent que pour la plupart des éléments métalliques les concentrations moyennes sont importantes dépassant ainsi les valeurs tolérables. Certaines valeurs des éléments Cr, Cu, Zn, Pb, Ni, Cd, Co et As enregistrées au niveau des trois sols excèdent en effet largement les seuils critiques fixés par l'OMS. Les valeurs totales maximales enregistrées pour ces éléments sont : 1558 mgkg⁻¹; 502 mgkg⁻¹; 1085mgkg⁻¹; 105.2mgkg⁻¹; 33mgkg⁻¹; 100mgkg⁻¹ ; 159mgkg⁻¹; 16mgkg⁻¹ respectivement. Cette pollution varie selon le

terrain. La décharge de Essour est plus polluée que les autres sites, cela a été confirmé par le calcul de l'index de pollution (**IP**) dont la valeur est de 7.84.

❖ Afin de mieux connaître les mécanismes du transfert des métaux lourds du sol vers la végétation, il est nécessaire d'étudier l'interface sol/ plante et connaître les teneurs métalliques pouvant être accumulées par les organes végétatifs. Pour cette étude, une partie expérimentale préliminaire a permis de déterminer quelques propriétés physicochimiques des trois échantillons de sol prélevés de la décharge de Essour. Cette étude a été complétée par une identification des espèces végétales naturelles à croissance luxurieuse et dosage des éléments métalliques (Cr, Cu, Zn, Pb, Ni, Cd, Co et As) au niveau des parties aériennes des plantes

❖ Nous avons constaté que les sols présentent une structure sableuse légèrement limoneuse avec dominance des sables grossiers, ils sont d'une basicité remarquable, présentent un pH alcalin et sont peu calcaires. Les valeurs moyennes de la capacité d'échange cationique (CEC) estimées dans les sols (1, 2 et 3) sont moyennes. Ces sols sont organiques (entre 3.12% et 3.26 % de matière organique). Ce qui révèle une charge organique de type anthropique importante. Les teneurs des métaux lourds totaux (Cr et Zn) sont proches de celle enregistrées au niveau des échantillons prélevés de sol à 50 mètres de la décharge (chapitre III). Cependant les teneurs enregistrées pour les éléments métalliques, Cu, Pb, et Ni sont plus élevées. Cela confirme l'existence des apports latéraux (érosion, ruissellement, pollution atmosphérique).

❖ La suite de cette partie a été consacrée à l'étude de la mobilité des métaux lourds (Cr, Cu, Zn, Pb et Ni) afin de prédire leur biodisponibilité. Cette étude est conditionnée par la mise en œuvre des tests de lixiviation. A l'issue de recensement des tests existants, une sélection de tests a été effectuée selon des critères de facilité de mise en œuvre et de temps requis. Les tests retenus pour la mise à l'épreuve expérimentale sont : un protocole d'extraction séquentielle (trois étapes, protocole du Bureau Communautaire des références) et deux types d'extractions simples (CaCl_2 0.01M et EDTA 0.05M tamponnée à Ph7). Ce test a permis de mettre en évidence la répartition des éléments métalliques dans les différentes phases du sol. Les résultats obtenus montrent que la phase organique présente un site privilégié pour l'ensemble des éléments métalliques étudiés. Cette grande affinité envers cette phase est en relation avec la source de la pollution organique au niveau des décharges publiques non contrôlées. En termes de mobilité et disponibilité nous avons remarqué que le Pb et Ni sont présents dans la fraction acido-soluble, ce qui favorise mieux leur mobilité. le chrome, le zinc et le cuivre possèdent une disponibilité très limitée et seule une destruction de

la phase oxydable sous l'effet d'une variation des conditions physicochimiques ou de l'activité bactérienne peut permettre leur libération.

La fraction mobilisable extraite par l'EDTA est très importante par rapport à celle enregistrée avec le CaCl_2 . Elle est de 39.5% (Pb) ; 38% (Cu) ; 32.3% (Zn). Cela semble que l'EDTA présente un effet remarquable sur le relargage de ces métaux. Exception pour le Cr (12.5%) et le Ni (19%) le relargage est moins important, cela semble nécessiter des conditions plus agressives ou des temps de contact plus long.

❖ Sachant que l'outil le plus pertinent pour mesurer la biodisponibilité des éléments métalliques dans le sol est le végétal lui-même, nous avons procédé à un échantillonnage de végétation naturelle en croissances au niveau des sols à proximité des trois décharges non conventionnelles. Nous avons établi un inventaire floristique et après l'identification des espèces, nous avons évalué les éléments métalliques totaux au niveau des organes végétatifs de quelques espèces à croissance luxurieuse. Les résultats de l'évaluation quantitative des métaux lourds (Cr, Cu, Zn, Pb, Ni, Cd, Co et As) au niveau de quelques espèces végétales (racines et feuilles) ont révélé un prélèvement de ces éléments de la solution du sol aux organes végétatifs. Certaines valeurs de ces éléments excèdent en effet largement les seuils critiques fixés par l'OMS. Cette contamination varie selon le contenu au sol en métaux lourds, la forme du métal et l'espèce végétale. Le Zinc (chez *P. lentiscus*); le Chrome (chez *A. officinalis*) et le Cuivre (chez *M. vulgare*) présentent les valeurs les plus élevées et qui sont $9168.5 \text{ mg kg}^{-1}$; 6829 mg kg^{-1} et $4030.6 \text{ mg kg}^{-1}$ respectivement. Afin de classer les espèces végétales étudiées par ordre d'accumulation des métaux lourds, le facteur de transfert (**FT**) a été défini. Nous avons constaté que l'hyperaccumulation a été enregistrée pour les éléments métalliques Cr, Cu, Zn, et Ni pour *A. officinalis*, *P. lentiscus* ; *M. vulgare*, *A. officinalis*, *P. lentiscus*, *E. cyparissias*, *P. lanceolata* ; *P. lentiscus*, *A. officinalis*, *M. vulgare* et *E. cyparissias*, *M. sylvestris* respectivement. L'ensemble des résultats des concentrations des métaux lourds étudiés au niveau de la végétation et le calcul du facteur de transfert (sol/plante) confirme le rôle de la minéralisation de la matière organique dans le largage des métaux d'où leur mobilité et leur phytodisponibilité sachant que la fraction organique et microbiologique constituent les parts les plus importantes au niveau des sols des décharges publiques.

❖ La dernière partie de notre étude a été consacré à l'évaluation de l'écotoxicité et les risques de santé humaine liés à la consommation des espèces végétales cultivées au voisinage des décharges publiques non contrôlées. Les biotests utilisant les plantes sont considérés comme étant un bon moyen pour estimer la toxicité des polluants au niveau des sols

contaminés. Les graines de *Lactuca sativa*, *Triticum turgidum* et *vicia faba* ont été utilisées pour le test d'essai de germinations; *Lactuca sativa*, *Solanum Lycopersicum*, *Lolium multiflorum* et *Avena sativa* ont été utilisées pour le test de croissance (cultures en pot de végétation). D'après les résultats les biotests végétales montrent qu'il n'y a pas de toxicité des métaux lourds vis-à-vis de la germination et de la croissance des espèces végétales testées.

❖ La prise de conscience du mauvais état sanitaire des sols et de la végétation conduit évidemment à la question de savoir quels sont les risques pour la santé humaine. Il nous a été intéressant d'évaluer le risque en apport des métaux (Cr, Cu, Zn, Pb, et Ni) par la consommation de quelques espèces végétales culinaires cultivées dans des jardins agronomiques au environ de la décharge publique "sauvage". Pour cela l'apport quotidien (DIM) des éléments métalliques et l'indice de risque (HRI) pour la santé ont été calculés. Les résultats montrent que la consommation de toutes les espèces végétales étudiées est exempte de risque pour l'adulte pour les éléments métalliques Chrome, Cuivre et zinc. Cependant il existe un risque sur la santé humaine en augmentant l'apport journalier en métaux, liés à la consommation des espèces végétales *Allium cepa*, *Daucus carota* et *Fucus carica*, *S. tuberosum* et *Vitis vinifera* contaminées par le plomb et *Solanum oleracea*, *Mentha spicata* contaminées par le Nickel.

La question des déchets constitue dès lors un élément clé de la stratégie de développement. On assiste de plus en plus à l'émergence de signes prometteurs d'une prise de conscience de la nécessité d'une gestion plus rationnelle des déchets. Cela se traduit par l'élaboration de cadres juridiques et réglementaires et par la mise en œuvre effective, par différents acteurs, d'expériences pilotes dont l'objectif est d'explorer certaines options de gestion et certaines technologies de traitement adaptées aux contextes locaux et régionaux. Néanmoins, l'opérationnalisation de ces efforts et la concrétisation de ces orientations nécessitent une stimulation de cette conscience par une véritable réflexion sur le choix des options à adopter et sur leur adaptabilité aux contextes des pays notamment les pays en voie de développement.

A l'issue de cette thèse, nous avons acquis de nouvelles connaissances sur l'impact des décharges publiques sauvages sur l'environnement notamment les niveaux de contamination essentiellement en éléments métalliques et sur la qualité des sols et de la végétation situés à proximité de ces décharges et qui présentent un risque de perturbation du fonctionnement de ces compartiments et un danger potentiel pour la santé humaine. D'une façon générale la notion de risque inhérent à un polluant quelconque est intimement liée à sa possibilité de transfert vers l'organisme cible

Il est indispensable d'étudier les autres voies d'expositions direct dans une démarche de l'anthropologie des décharges sauvages : fouilleurs-trieurs de déchets et la voie indirect à travers la chaîne alimentaire : consommation d'autres types de végétaux à grandes fréquences de consommation aussi bien pour les adultes que pour les enfants. De même l'étude des bioindicateurs d'imprégnation métallique tels que les cheveux, le sang et les urines peut s'avérer intéressant pour l'étude de l'impact chez la population résidentes au voisinage des déchets stockés et abandonnés. Il est aussi nécessaire de valoriser les espèces végétales naturelles hyperaccumulatrices de métaux lourds, rencontrées dans les sites à proximité des décharges, elles méritent d'être exploitées en vue de les utiliser pour la dépollution des sols par les approches de la Phytoremediation.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

Abdul K.I.K., Md. Rasel I., Mahmud H., Fahad A., Mirza A.T.M., Tanvir R., Moniruzzaman M., 2016- Bioaccumulation of Trace Metals in Selected Plants within Amin Bazar Landfill Site, Dhaka, Bangladesh. *Environ. Process.* DOI 10.1007/s40710-016-0123-9. Springer International Publishing Switzerland.

Abrahams P.W., 2002- Soils: their implications to human health. *The Science of the Total Environment* 291, 1-32

Adeel M., Riffat N.M., 2014- Human health risk assessment of heavy metals via consumption of contaminated vegetables collected from different irrigation sources in Lahore, Pakistan. *Arabian Journal of Chemistry* 7, 91–99

Ademe., 1999- Ecotoxicité des sols et des déchets – Extraction des polluants. Editions, Angers, 296 p

Adriano D.C., 2001-Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. *2nd Edition Springer-Verlag*, New York, Berlin, Heidelberg, 867p

AND., 2011- Rapport sur la gestion des déchets en Algérie. Agence nationale des déchets. (Algérie).

AFNOR X 31- 107. 2003- Qualité du sol- Détermination de la distribution granulométrique des particules du sol- Méthode à la pipette.

AFNOR NF P94-048 -1996 -Soil : Investigation and testing- Determination of the carbonate content-Calcimeter method. International Classification for Standarts (ICS).

AFNOR X 31-202., 1992- Essai d'inhibition de la croissance des végétaux par une substance. Méthodes Biologiques-Ecotoxicologie (Commission AFNOR T95 E)

AFNOR X 31-201., 1982- Essai d'inhibition de germination de semences par une substance. 5 pages

AFNOR NF X 31-102 1992- Détermination de la teneur en matière sèche et en eau pondérale- Méthode gravimétrique.

Ahmed F., Hossain M.d.S., Mohammad Abdullah A.T., Akbor M.d.A., Aminul Ahsan M.d., 2016- Public health risk assessment of chromium intake from vegetable grown in the waste water irrigated site in Bangladesh. *Pollution*, 2(4), 425-432.

Alloway B.J., 1995 - Soil processes and the behaviour of heavy metals. In: Alloway B.J. (Ed.). Heavy metals in soils. Chapman & Hall, London, pp. 11-35.

- Aubert G., 1978** – Méthodes d'analyse des sols. Centre National de Documentation Pédagogique .Editions C.R.D.P., Marseille, 189p
- Baba Ahmed A., 2012**- Etude de contamination et d'accumulation de quelques métaux lourds dans des céréales, des légumes et des sols agricoles irrigués par des eaux usées de la ville de Hammam Boughrara. Thèse de doctorat. Chimie de l'Environnement. Tlemcen. Algérie, p 256
- Babich H., Stotzky. G., 1980** -Environmental factors that influence the toxicity of heavy metals and gaseous pollutants to microorganisms, *Crit. Rev. Microbiol.* 8. 99-145.
- Baize D., Sterckeman T., 2002**-Importance de la détermination du fond pédogéochimique pour évaluer la pollution des sols par des métaux. L'exemple du site de Dornach. Rencontre nationale de la recherche sur les sites et sols pollués. Paris. ADEME, p6.
- Baize D., 1997** -Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols. Références et stratégies d'interprétation. Editions INRA. Paris. France, p408.
- Baker A.J.M., Walker P.L., 1990** - Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In: Shaw A.J. (Ed.). Heavy Metal Tolerance in plants: Evolutionary aspects. *CRC Press, Boca Raton*, Florida, p155-172.
- Bargagli R., 1998** - Trace elements in terrestrial plants. An ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery. Springer. 324p.
- Barles S., Breyse D., Guillerme A., Leyval C., 1999** - Le Sol urbain. *Anthropos*, Paris, 278p.
- Bataillard P., 2002** - Évolution de la spéciation du plomb et du cadmium dans les sols. Thèse de Doctorat École Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts. Paris, 150p
- Beckett P.H.T., 1989** -The use of extractants in studies on trace metals in soils, sewage sludges, and sludge-treated soils. In: Stewart, B.A. (Ed.). Advances in soil science. *Springer-Verlag*, New York, 9, 143-176
- Bell F.G., Bullock S.E.T., Hällich T.F.J. et Lindsay P., 2001**- Environmental impacts associated with an abandoned mine in the Witbank Coalfield, South Africa. *International Journal of Coal Geology*, 45, 195-216
- Bert V., Deram A., 1999**- Guide des phytotechnologies ; Utilisation des plantes pour la dépollution et la réhabilitation des sites contaminés par les métaux lourds. France, Environnement et Développement alternatif Edition, EDA, 152 p,
- Berthelin J., Garnier-Laplace J. et Leyval C., 2003** -Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces: influence des micro-organismes du sol. *TEC & DOC*, Paris.

Berthelin J., Leyval C., 2000 -Contamination des milieux par les éléments en traces. Les conséquences sur les sols les eaux superficielles. Comptes rendus de l'Académie d'Agriculture de France 86, 25-37.

Bich. C., 2005 - Contribution à l'étude de l'activation thermique du Kaolin : Evolution de la structure cristallographique et activité pouzzolique, Thèse doctorat en Sciences et techniques du déchet. Institut national des sciences appliquées. Lyon,

Blanchard C., 2000 -Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse : Ecole Doctorale de Chimie de Lyon.

Bouchouata O., Jaafar B., Bounakhla M., Doukkali A., Attarasi B., 2011- Study of heavy metal contamination of irrigation water and vegetable crops in the area M'nasra (Gharb, Morocco). Science Lib Editions Mersenne: Volume 3,N° 111006 ,p 1-12.

Boularbah A., Schwartz C., Abouddrar W., Ouhammou A., Bitton G. et Morel J.L., 2002 -Biotest pour la détermination rapide de plantes accumulatrices ou hyperaccumulatrices de métaux. Communication présentée au 2ème colloque de GMRE, Marrakech du 29 au 31 mai

Bourelrier P. H., Berthelin J., 2008 - Contamination des sols par les éléments en traces: les risques et leur gestion. Rapport n°42 à l'Académie des Sciences. Paris, France: Lavoisier Tec & Doc, 440 p

Bourelrier P.H. et Berthelin J., 1998 -Contamination des sols par les éléments traces: les risques et leur gestion. *CR. Acc Sci, 42ème Edition Lavoisier*, Paris.

Brallier S., Harisson R., Biro.Henry C.L., Dongsen X., 1996 -Liming effects on availability of Cd, Cu, Ni, and Zn in a soil amended with sewage sludge 16 years previously. *Water, Air and soil pollution*, 195 -206.

Briat, J.F., Lebrun, M., 1999- Plant responses to metal toxicity. *Plant Biology and Pathology* 322, 43-54.

Brigatti M.F., Lugli C., Poppi L., 2000 - Kinetiss of heavy metal removal and recovery in sepiolite. Applied clay,. *Science*, vol 16, pp. 45-57.

Brighenti G., Macini P., 1993 - Perméabilité des couches argileuses aux effluents polluants. Geoconfine 93, Arnould, Barrès et Côme (eds). Balkema, Rotterdam, ISBN

Brooks, R.R., 1998- Biogeochemistry and hyperaccumulators. In: **Brooks, R.R.** (Ed.). Plants that hyperaccumulate heavy metals. CABI Publishing, Wallingford, pp. 95-118.

Cappilla X., Bedell J.P., 2005 - Évaluation chimique et biologique du risque phytotoxique lié à la mise en dépôt de sédiments de dragage contaminés. Environnement et génie urbain. Bulletin des laboratoires des ponts et chaussées - Octobre-Novembre-Décembre - RÉF.4512- pp. 47- 57.

Chadli A., Baba H.M.B., Kihal M., 2014- Physical and Chemical Characterization of Different Stages of Landfill Leachate from Ain-Temouchent Engineered Landfill (Algeria) *Advances in Environmental Biology*, 8(1) , P 18-24

Chaignon V., 2001- Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées. Cas des sols viticoles contaminés par des fongicides. Thèse: Ecole doctorale, Sciences de l'Environnement: Système Terre, Université d'Aix- Marseille. France

Chary N.S., Kamala C.T., Raj D.S.S - 2008. Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soils and food chain transfer. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 69, 513–524.

Cheng S., 2003 -Effects of heavy metals on plants and resistance mechanisms. *Environmental Science and Pollution Research* 10 (4), 256-264.

Chofqi A., Younsi A., Lhadi E., Mania J., Mudry J., Veron A., 2004- Environemental impact of an urban landfill on a coastal aquifer (El Jadida, Morocco). *J. Afr. Earth Sci.* 39, 509–516.

Chon H.T; Ahn J. S; Jung M.C., 1998 - Seasonal variations and chemical forms of heavy metals in soils and dusts from the satellite cities of Seoul, Korea. *Environmental geochemistry and Health* 20, 2, pp 77-86

Christensen T.H., Kjeldsen P., Albrechtsen H.J., Heron G., Neilsen P.H., Bjerg P.I., Hom P.E., 1994- Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers, *Crit Rev Environ Eci Technol* 24,2 p 119-202

Concas S., Lattanzi P., Bacchetta G & Barbafieri M., Vacca A.,2015 - Zn, Pb and Hg Contents of Pistacia lentiscus L. Grown on Heavy Metal-Rich Soils: Implications for Phytostabilization. *Water Air Soil Pollut* , 226,340 p 1-15

Cotter-Howells J.D. and Caporn S., 1996 - Lead phosphate formation in soils, *J. Environmental pollution.* 93. 9-16.

Cui Y., Zhu Y.G., Zhai R.H., Huang Y.Z., Qiu Y., Liang J. 2005 - Exposure to metal mixtures and human health impacts in a contaminated area in Nanning, China. *Environment International*, 31, 784–790.

Cui Y.L., Zhu Y.G., Zhai R.H., Chen D.Y., Huang Y.Z., Qui Y., 2004- Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China. *Environmental Pollution*, 2: 181-188.**Davranche M., Bollinger J.C., Bril H., 2003** -Effect of reductive conditions on metal mobility from wasteland solids, an example from the Mortagne-du-Nord site (France). *Applied Geochemistry*, 18, 383-394.

Debieche M., 2007 - Imperméabilisation d'un matériau pulvérulent par ajout de bentonite. Mémoire de magister. Faculté de génie civil. USTHB. Alger. Algérie, pp.72-97.

Deneux-Mustin S ; Roussel-Debet S ; Mustin C ; Henner P ; Munier-Lamy,C;Colle C; Dietz K.J;Baier M;Kramer U., 1999- Free radicals and reactive oxygen species as mediators of heavy metal toxicity in plants. In: Prasad, M.N.V. & Hagemayer, J. (Eds.). Heavy metal stress in plants: From molecules to ecosystems. Springer-Verlag, Berlin, pp.73-97.

De Temmerman L. et Hoenig M., 2004 - Vegetable crops for biomonitoring lead and cadmium deposition. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 49: 121-135.

Dolgen D., Necdet Alpaslan M., Delen N., 2004 -Use of an agro-industry treatment plant sludge on iceberg lettuce growth. *Ecological Engineering*, 23: 117–125.

Dubois J.P., Benitez N., Liebig T., Baudraz M., Okopnik F., 2002- Le nickel dans les sols du haut jura suisse. In Les éléments traces métalliques dans les sols. Approches fonctionnelles et spatiales. D. Baize, M. Tercé coord. INRA Editions . Paris, 46p.

Duchaufour P.H. 1995 -Pédologie : sol, végétation, environnement. *Masson Editions*, Paris, Milan, Barcelone.350p

Duchaufour P.H., 1984 - Abrégé de pédologie : Sol-végétation, environnement. Publ. Place. Paris (France) Publisher, Masson. Edition : 3ed. Collation 220p

Ekalund F., Olsson S and Johansen A., 2003 - Changes in the succession and diversity of protozoan and microbial populations in soil spiked with a range of copper concentrations, *J. Soil. Biol. Biochem.*35, 1507-1516.

El Ass K., Laachach A., Aziz M., 2003- Étude de biodisponibilité des métaux lourds dans les sols agricoles irrigués par des eaux usées. *Déchets-Revue Francophone, 'Ecologie Industrielle*, N° 32, pp 31-36

El Hamiani O., El Khalil H., Lounate K., Sirguey C., Hafidi M., Bitton G., Schwartz C., Boularbah A., 2010- Toxicity assessment of garden soils in the vicinity of mining areas in Southern Morocco. *Journal of Hazardous Materials*, 177, 755-761

Espiau P. 1994- Le complexe absorbant. In **Bonneau M** and **Souchier B.** (Edition). Pédologie, tome II, Constituants et Propriétés du Sol. Paris, France: Masson. pp 489-510

Esteban R., 2006 - Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanées des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Thèse de doctorat d'état en Biologie végétale. Univ. Saint-Etienne (France).157p

European Union., 2006 - Commission regulation (EC) N°; 1881/2006 of 19 December setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Off. J. Eur. Union L.* 364, 5-24

Fageria N.K., Baligar V. C., Clark R.B., 2002 - Micronutrient cultures, Fageria production *adv. Agron. New York.* 77,189- 272.

Fellet G., Marchiol L., Perosa D., Zerbina G., 2007- The application of phytoremediation technology in a soil contaminated by pyrite cinders. *Ecological Engineering*, 31, 207–214.

Foy C.D., Chaney R.L., White M.C., 1978- The Physiology of metal toxicity in plants. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 29, 511-566.

Frerot H., Lefèbvre C., Gruber W., Collin WSantos A. D., Escarre J., 2006 -Specific interactions between local metalicolous plants improve the phytostabilization of mine soils, *J. Plant. Soil.* 282, 53-65

Fröstner U., Lechsber R., Davis., R.A., Hermitte P.L., 1985 - (eds.), Chemical methods for assessing bioavailable Metals in Sludges and Soils. Elsevier, pp. (1-31)

Gadd G.M., 2004- Microbial influence on metal mobility and application for bioremediation. *Geoderma*, 122, 109-119.

Gaidi L., 2002- Transfert par infiltration de l'eau et du soluté dans les sols non saturés : Utilisation de la méthode TDR (Time Domain Reflectometry). Thèse de doctorat, de l'Institut National des Sciences Appliquées. Laboratoire URGC Géotechnique de l'INSA de Lyon, Lyon (France), 262p

Ganesh C.K., Sanjay A., 2016 – Environmental health risk estimation of heavy metals accumulated in soil and cultivated plants irrigated with industrial effluents. *Adv Recycling Wast Management*, 1, 2 p1-11

Garrabrants A.C., Kosson T.T., Kosson D.S., 1997- Development and Application of Fundamental Leaching Property Protocols for Evaluating Inorganic Release from Wastes and Soils. Final Report, Rutgers. The State University of New Jersey.

Giller E.K., Witter E., Mcgrath P.S., 1998 -Toxicity of heavy metals to micro organisms and microbial processes in agricultural soils, *J. Soil. Biol. Biochem.* 30, 1389-1414

Girod P., Crepeau M., Affholder M., 1982 - Récupération and elimination of wastes official texts and law. Publisher, Monitor, Paris, France

Gobat A.M. 2009 -Le sol vivant. .Bases de pédologie-biologie des sols. 3^{ème} édition, revue et augmentée ; press polytechniques et universitaires Romende .ISBN 978-2- BB074-718-3

Godin P. 1983 - Les sources de pollution des sols: essai de quantification des risques dus aux éléments traces. *Sci. Sol.* 2,73-87.

Goulding K.W.T and Blake L., 1998 -Land use, liming and the mobilization of potentially toxic metals, *J. Agri. Ecos. Environ.* 67, 135-144.

Greger M., 1999- Metal availability and bioconcentration in plants. In: Prasad, M.N.V. & Hagemayer, J. (Eds.). Heavy metal stress in plants: From molecules to ecosystems. Springer Verlag, Berlin, 1-27p.

Grybos M., Davranche M., Gruau G. et Petit jean P., 2007 -Is trace metal release in wetland soils controlled by organic matter mobility or Fe-oxyhydroxides reduction? *Journal of Colloid and Interface Science*, 314, 490-501

GTZ., 2003 -Manuel d'information sur la gestion et l'élimination des déchets solides urbains. MATE, Ed par la GTZ Coopération Technique Allemande PN : 2000.2214.5-001.00, 240p, Algérie,

Guermoud N., 2009- Etude de l'impact des décharges publiques sur la qualité des eaux souterraines et superficielles de la région de Mostaganem. Thèse de Doctorat d'état en chimie,. Université de Mostaganem (Algérie). 157 p .

Gupta U.C. et Gupta S.C. , 1998- Trace element toxicity relationships to crop production and livestock and human health: implications for management. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, 29, 1491-1522.

Gupta S.K., Vollmer M.K. et Krebs R., 1996 -The importance of mobile, mobilisable and pseudo total heavy metal fractions in soil for three-level risk assessment and risk management. *The Science of the Total Environment*, 178, 11-20.

Hart B.T., 1981-Trace metal complexing capacity of natural waters a review, *J. Environ. Technol. Letters*. 2, 95-110.

Hopkins B.G. , 1995- Introduction to plant physiology. *John Wiley & Sons, Inc.* 464 p

Inaba S., Takenaka C., 2005- Effects of dissolved organic matter on toxicity and bioavailability of copper for lettuce sprouts. *Environment International*, 31,603-608.

Ineris., 2004 - Institut National de l'Environnement industriel et des Risques. Chromes et ses dérivés inorganiques. Rapport *scientifique* n. 2-3, Verneuil en-halatte, France, 11 p.

Jalil A., Selles F., Clarke j.M., 1994- Effect of cadmium on growth and uptake of cadmium and other elements by durum wheat. *J. Plant Nutrition*, 17, 11, 1839-1858

Jan F.A., Ishaq M., Khan S., Ihsanullah I., Ahmad I., Shakirullah M., 2010- A comparative study of human health risks via consumption of food crops grown on waste water irrigated soil (Peshawar) and relatively clean water irrigated soil (lower Dir). *J.Hazard. Mater.* 179, 612–621.

Janssen C.R., Heijerick D.G., De Schamphelaere K.A.C., Allen H.E., 2003-Environmental risk assessment of metals: tools for incorporating bioavailability *Environment International*, 28, 793-800

JORA., 2001 - Relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets ; Journal Officiel de la République Algérienne

Jordão C.P., Fialho L.L., Neves J.C.L., Cecon P.R., Mendonc E.S. Fontes R.L.F., 2007 - Reduction of heavy metal contents in liquid effluents by vermicomposts and the use of the metal-enriched vermicomposts in lettuce cultivation. *Bioresource Technology*, 98, 2800–2813.

Juste C., 1995 - Les micropolluants métalliques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines, *Convention ADEME-INRA*, ADEME éd., 209 p.

Juste C., 1988 – Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Science du sol. Vol. 26/2 - pp. 103-112*

Kabata-Pendias A. et Mukherjee A.B., 2007- Trace elements from soil to human. *Springer-Verlag, New York*, 550p.

Kabata-Pendias A. et Pendias H., 2001- Trace elements in soils and plants. *3rd Edition CRC Press Boca Raton, London, New-York, Washington D.C.*

Kachenko A.G. et Singh B., 2006- Heavy metals contamination in vegetables grown in urban and metal smelter contaminated sites in Australia. *Water, Air and Soil Pollution*, 169, 101–123.

Kadem D.E.D., 2005- Evaluation et comportement des métaux lourds (Cd-Cr-Cu-Ni-Pb-Zn) dans les sols à vocation agricole et à végétation naturelles soumis à une pollution atmosphérique (EL-HADJAR- ANNABA-EST ALGERIEN). Influence de la végétation sur la dynamique de ces métaux. Thèse de doctorat d'état en Ecologie. Constantine(Algérie) pp112

Kehila Y., 2014 - Rapport sur la gestion des déchets solides en Algérie. PROFIL PAYS sur la gestion des déchets solides en Algérie. *ANGED*

Kassaoui H., Lebkiri M., Lebkiri A., Rifi E., Badoc A., Douira A., 2009-Bioaccumulation de métaux lourds chez la Tomate et la Laitue fertilisées par les boues d'une station d'épuration. *Bull. Soc. Pharm. Bordeaux*, 148, 77-92

Kashem M.A., Singh B.R., 2001-Metal availability in contaminated soils: I. Effects of flooding and organic matter on changes in Eh, pH and solubility of Cd, Ni and Zn. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 6, 247-255

Khan S., Rehman S., Khan A.Z., Khan M.A., Shah M.T., 2010- Soil and vegetables enrichment with heavy metals from geological sources in Gilgit, northern Pakistan. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73, 1820–1827

Khan S., Cao Q., Zheng Y.M., Huang Y.Z. et Zhu Y.G., 2008- Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution*, 152, 686-692.

Khattabi H., 2002- Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères *d'Etueffont*. Thèse de Doctorat .p167 (Belfort, France)

Kierczak J., Néel C., Bril H., Puziewicz J., 2007- Effect of mineralogy and pedoclimatic variations on Ni and Cr distribution in serpentine soils under temperate climate. *Geoderma*, 142, 165-177

Kisku G.C., Barman S.C., Bhargava S.K., 1999 - Contamination of soil and plants with potentially toxic elements irrigated with mixed industrial effluent and its impact on the environment. *Environmental Monitoring Division, Industrial Toxicology Research Centre, P.O. Box No. 80, Lucknow 226 001, U.P. India*

Kloke A., 1979 - Content of arsenic, cadmium, chromium, fluorine, lead, mercury and nickel in plants grown on contaminated soil. Paper presented at United Nations-ECE Symp.

Klute A., 1986 - Methods of Soil analysis. Part I: physical and mineralogical methods. 2nd Edition Madison. American Society of Agronomy, 1100p

Kong I.C., Bitton G., Koopman B., Jung K.H.J. 1995 - Heavy metal toxicity testing in environment samples. *Revue of Environment Contamination and Toxicology*. 142,119-147.

Kouame I. K., Gone D. L., Savane I., Kouassi E. A., 2006 - Mobilité relative des métaux lourds issus de la décharge d'Akouédo et risque de contamination de la nappe du Continental Terminal. *Afrique Science*.02 (1), 39 - 56

Krauskopt B.K., 1972 - Geochemistry of micronutrient, 7-36. In Mortvedt **J.J;** **Giordano M;** **Lindsay W.L.** Eds, " Micronutrients in agriculture ".Soil Sei. Soc. Amer. Inc., Madison, USA, 666 p.

Laaziri A., Asnaoui H., Khalis M.,2015- Etude préliminaire de l'impact de certains métaux lourds sur des plantes maraichères dans la région Meknès-Tafilalet
International Journal of Innovative Research in Advanced Engineering , Issue 1,Vol2 ,p 335-340.

Laid Y., 1997- Bilan et diagnostic, Rapport d'expert n° 6, Environnement et santé, Alger, Algérie

LDK-ECO. S.A., 2006 - Soutien à la DG Environnement pour la mise au point de l'Initiative de Dépollution de la Méditerranée « Horizon 2020 », rapport du Bilan des activités en cours et achevées. Commission européenne. Belgique, pp 57-70.

Legret M., Divet L., Juste C, 1988 - Movement and speciation of heavy metals in a soil amended with sewage sludge containing large amount of Cd and Ni. *Wat. Res.* 22(8), 953-959

Leleyter L. et Baraud F., 2005 - Evaluation de la mobilité des métaux dans les sédiments fluviaux du bassin de la Vire (Normandie, France) par extractions simples ou séquentielles. *C.R. Geosciences*, 337,571-579

Lespagnol G., 2003 - Lixiviation du Chrome, du Cuivre et de l'Arsenic (CCA) à partir de sols contaminés sur des sites de traitement du bois. Thèse : Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, Université Jean Monnet.

Levitt J., 1980 - Responses of plants to environmental stresses. Volume II: Water, radiation, salt, and other stresses. Academic Press, New York

Li X. et Thornton I. 2001- Chemical partitioning of trace and major elements in soils contaminated by mining and smelting activities. *Applied Geochemistry*, 16, 1693-1706.

Lim H.S; Lee J.S; Chon H.T; et 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, 223-230

Liu H.Y., Probst A. et Liao B.H., 2005- Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead zinc mine spill (Hunan, China). *The Science of the Total Environment*, 339, 153-166.

Liu C.W., Chen Y.Y., Kao Y.H., Maji S.K., 2014 - Bioaccumulation and translocation of arsenic in the ecosystem of the Guandu wetland, Taiwan. *Wetlands* 34(1), 129–140.

Long X.X., Yang X.E., Ni W.Z., Ye Z.Q., He Z.L., Calvert D.V., Stofella J.P., 2003 - Assessing zinc thresholds for phytotoxicity and potential dietary toxicity in selected vegetable crops. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 34: 1421-1434

Loué A., 1993 - Oligo-éléments en agriculture. *Edition Nathan (ed)*, 45-177.

MADR., 2003 - Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural, Transfert de technologie en agriculture. *Bulletin Mensuel d'information et de liaison du PNTTA*, 4p.

Magesan G. N., Williamson J. C., Yeates G. W., and Lloyd-Jones A. Rh., 2000 – Wasterwater C: N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery *Bioresource Technology*. 71. 21-27.

Maiz I., Esnaola M.V., Millan E., 1997-Evaluation of heavy metal availability in contaminated soils by short sequential extraction procedure. *The Science of total Environment*.206, pp 107-115

Maiz I., Arambarri I., Garcia R et Millan E., 2000 - Evaluation of heavy metal availability in polluted soils by two sequential extraction procedures using factor analysis. *Environmental Pollution.*, 110, 3-9.

Manceau A., Marcus M.A. et Tamura N., 2002 a- Quantitative speciation of heavy metals in soils and sediments by synchrotron X-ray techniques. In: **Fenter P; Rivers M; Sturchio N.C; Sutton S.** (Eds.), *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, vol. 49: *Applications of Synchrotron Radiation in Low-Temperature Geochemistry and Environmental Science*. Mineralogical Society of America, Washington, DC, pp. 341-428.

Manceau A., Tamura N., Marcus M .A., Mac Dowell A.A., Celestre R.S.,Sublett R.E., Spasito G et Padmore H.A., 2002 b- deciphering Ni sequestration in soil ferromanganese nodules by combining X- ray fluorescence, absorption and diffraction at micrometer scales of resolution. *American Mineralogist*, 87(10): 1494-1499

Manceau A., Boisset M.C., Sarret J.L., Hazemann J.L., Mench M., Cambier P and Prost R., 1996 - Direct determination in contaminated soils by EXAFS spectroscopy, *J. Environ. Sci. Technol.* 30, 1540-1552.

Marseille F., Denot A. 2007 - Mobilité et biodisponibilité des contaminants présents dans les sols aux abords des infrastructures et impact sur la santé. Rapport intermédiaire n° procert: 5231,1 - 11

MATE., 2003 - Manuel d'information sur la gestion des déchets solides urbains. Ministère d'Aménagement du territoire et de l'environnement, Alger, Algérie

MATE, 2004 -Programme d'Aménagement Côtier (PAC) "Zone côtière algéroise". Lutte contre la pollution liée aux déchets solides, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement (MATE) , p 64.

McBride M.B. (2003): Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks? *Advances in Environmental Research*, 8, 5-19.

McKenzie R.M., 1980 -The adsorption of Lead and other heavy metals on oxides of Manganese and Iron. *Aust, J. Soil. Res.* 18, 61-73.

McLaughlin M.J., Zarcinas B.A., Stevens D.P. et Cook N., 2000 - Soil testing for heavy metals. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 31: 1661-1700.

Meers E., Du Laing G., Unamuno V.G., Lesage E., Tack F.M.G and Verloo M.G., 2006 -Water extractability of trace metals from soils: Some Pitfalls, *J. Water. Air. Soil Pollution.* 176, 21-35.

Meerts P., 2010- *Plant-Soil Interaction*, Bruxelles, PUB. Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire Faculté des Sciences

Mehdi. Mekaikia M., Belabbed B.E., Laouar R., 2007- Caractéristiques de la décharge publique de la ville de Tiaret et son impact sur la qualité des eaux souterraines *Courrier du Savoir* – N° 08, pp.93-99

Mench M.J., Manceau A., Vangronsveld J., Clijsters H., Mocquot B., 2000- Capacity of soil amendments in lowering the phytoavailability of sludge-borne Zn. *Agronomics*, 20,383-397.

Mench M., 1985 - Influence des exsudats racinaires solubles sur la dynamique des métaux dans la rhizosphère du maïs. Thèse Dr I.N.P.L., Univ. Nancy, 110 p.

METAP., 2004 - Projet régional de gestion des déchets solides dans les pays du Mashreq et Maghreb. Rapport du pays - Algérie (final). Méditerranéen Environnemental Technical Assistance Programme. The World Bank. pp.1-7.

Miquel G., 2001- Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport de l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 366 p

M'leyeh A., Srasra E., Cheref A. 2002 - Fixation des métaux lourds par les argiles de la décharge municipale de Borj Chekir (SW de Tunis). *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management* 7-10 January, Tunis (EPCOWM), p.533-546.

Morel J.L., Schwartz C., Florentin L., De Kimpe C., 2005- Urban soils. In D. Hillel (ed.) *Encyclopedia of Soils in the Environment*, Elsevier Ltd.: Academic Press, London, pp. 202-208.

Moreno-Jimenez E., Penalosa J.M., Manzona R., Carpena-Ruiz R.O., Camarra R.,Esteban., 2009- Heavy metals distribution in soil surrounding and abandoned mine in NW Madrid (Spain) and their transference to wild flora.*Journal of Hazardous Material*, 162,854-859

Nabulo G., Young S.D., Black C.R., 2010- Assessing risk to human health from tropical leafy vegetables grown on contaminated urban soils. *The Science of the Total Environment*, 40: 5338-5351.

Naik S. K., Das D. K., 2010 - Evaluation of Various Zinc Extractants in Lowland Rice Soil under the Influence of Zinc Sulfate and Chelated Zinc, *J. Commun. Soil. Sci. Plant. Anal.* 41, 122-134

Nassima., 2011- Plus de 10 millions de tonnes de déchets municipaux générées annuellement en Algérie. Algérie Presse Service

Nejmeddine A., Echab A., Fars S., Hafidi M., 2003- Accumulation des éléments traces métalliques par le ray-grass (*Lolium perenne*) cultivé sur des sols amendés par des boues de stations d'épuration. *Cahiers Agricultura*, 12: 33-38.

Oliver M.A., 1997- Soil and human health: a review. *European Journal of Soil Science*, 48:573-592.

Orsini L., Remy J.C., 1976- Utilisation du chlorure de cobaltihexammine pour la détermination simultanée de la capacité d'échange et des bases échangeables des sols. *Sci Sol* 4, 269-275

Pais I., Benton Jones J., 2000- The handbook of Trace Elements. Boca Raton, FL, St. Lucie Press, p 223.

Passariello B., Giuliano V., Quaresima S., Barbaro M., Caroli S., Forte G., Carelli G., Iavicoli I., 2002- Evaluation of the environmental contamination at abandoned mining site. *Microchemical Journal*, 73: 245-250.

Pauwels J. M., Van Ranst E., Verloo M., Mvondoze A., 1992- Manuel de laboratoire de pédologie, Publi. Agricoles 28 , AGCD, Bruxelles.

Peaver D. et Eslinger E., 1988 - Clay minerals for the petroleum geologists and engineers. *SEPM Short Course Notes No. 22, Pp. 343, Tulsa, OK 74159. Economic Geology*, 84: 464-465.

Pichard A., Bisson M., Diderich R., Hulot C., Houeix N., Lacroix G., Lefevre J.P., Leveque S., Magaud H., Morin A., 2005- Fichede données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Zinc et ses dérivés. INERIS –DRC-01-25590-00DF259.doc Version N°2-2mars.69 p

Prasad M.N.V; De Oliveira Freitas H.M., 2003 -Metal hyperaccumulation in plants-Biodiversity prospecting for phytoremediation technology, *J. Electronic. Biotechnol.* 6. 110-146.

Pruvot C., Douay F., Herve F., Waterlot C., 2006- Heavy metals in soil, crops and grass as a source of human exposure in the former mining areas. *Journal of Soils and Sediments*, 6: 215-220.

Pugh R.E., Dick D. G., Fredeen A. L., 2002 - Heavy metal (Pb, Zn, Cd, Fe and Cu) contents of plant foliage near the Anvil Range lead/zinc mine, Faro, Yukon Territory, *J. Ecotoxi. Environ. Safety* 52, 273-279.

Quevauviller P.H., Van Der Sloot H.A., Ure A., Muntau H; Gomez A., Rauret G. 1996 - Conclusions of the workshop: harmonization of leaching/extraction tests for environmental risk assessment. *The Science of the Total Environment*, 178: 133-139.

Ramade F., 2000-Dictionnaire encyclopédique des pollutions, Edition: science international. Paris, p 834.

Rausser W.E., 1995- Phytochelatins and related peptides (structure, biosynthesis, and function). *Plant Physiology*, 109: 1141-1149.

Rengel Z., 1999- Heavy Metals as Essential Nutrients. In: **Prasad M.N.V., Hagemayer, J. (Eds.)**. Heavy metal stress in plants: From molecules to ecosystems. *Springer-Verlag, Berlin*, pp. 231- 251.

Robert M., Juste C., 1999- Dynamique des éléments traces de l'écosystème sol. In : Spéciation des métaux dans le sol, Association ECRN Echange et coordination Recherche, 296 p

Romane A., Kennou B., EL Meray M., Arjouni Y., 2015 -Assessment of heavy metal availability(Pb, Cu, Cr, Cd, Zn) and speciation in contaminated soils and sediment of discharge by sequential extraction. *Environmental Earth Sciences*, 74 (7).

Rousseau P., Navarro A., Vermande P., 1990 - Distribution des 7 principaux métaux lourds dans les constituants des ordures ménagères. *Tribune de l'eau*, 42, p.17- 25

Salt D. E., Smith R.D., Raskin I., 1998 - Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology*, 49: 643-668.

Sanders J.R., McGrath S.P and Adams T.M., 1986- Zinc, copper and nickel concentrations in ryegrass grown on sewage sludge-contaminated soils of different pH, *J. Sci. Food Agr.* 37. 961-968

Sanita Di Toppi L., Gabbrielli R., 1999- Response to cadmium in higher plants. *Environmental and Experimental Botany* 41, 105-130.

Scheifler R., Schwartz C., Echevarria G., De Vaufleury A., Badot P.M., Morel J. L., 2003 - “Nonavailable” soil cadmium is bioavailable to snails: Evidence from isotopic dilution experiments. *Environmental Science and Technology*, 37: 81-86.

Schwartz C., 1997- Phytoextraction des métaux des sols pollués par la plante hyperaccumulatrice *Thlaspi caerulescens*. Thèse INPL, Sciences Agronomiques, Nancy, pp 182.

Sekabira K., Oryem- Origa H., Mutumba G., Kaludidi E., Basamba T.A., 2011- Heavy metal phytoremediation by *Commelina benghalensis* (L) and *Cynodon dactylon* (L) growing in Urban Stream sediments. *International Journal of Plant Physiology and Biochemistry* Vol.3 (8), pp. 133-142.

Selim H. M. et Kingery W.L., 2003 - Geochemical and hydrological reactivity of heavy metals in soils. *CPC Press Boca Raton, Florida* 360 p

Sharma R.K., Agrawal M., Marshall F., 2007- Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban area of Varanasi, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 66: 258-266.

Sigg L ; Behra P. et Stumm W., 2000- Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. *3ème Edition, Dunod, Paris*.

Souza J. F., Rauser W.E., 2003- Maize and radish sequester excess cadmium and zinc in different ways, *J. Plant. Sci.* 165, 1009-1022.

Sridhara Chary N., Kamala C.T., Samuel Suman Raj D., 2008 - Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soils and food chain transfer. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69: 513-524.

Suh, J.y., Birch, G.F., Hughes, K., Matthai, C., 2004- Spatial distribution and source of heavy metals in reclaimed lands of Homebush Bay: the venue of the 2000 Olympic Games, Sydney, New South Wales. *Australian Journal of Earth Sciences*, Vol.51, N°1, 53-67, doi :10.1046/j.1400-0952.2003.01043x

Teitzel G.M; et Parsek M.R., 2003- Heavy metal resistance of biofilm and planktonic *Pseudomonas aeruginosa*. *Applied and Environmental Microbiology*, 69: 2313-2320

Tessier A., Campbell P.G.C. et Bisson M., 1979 -Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51,7. 844-851.

Thogerson J., 1999- Wasteful Food Consumption: Trends in food and packaging waste. *Scandinavian Journal of Management*, Vol 12, Issue 3, 291-304

Thomas F., Rakotonarivo E., Bottero J.Y., 1993- La charge de surface des solides divisés : origine, mesure et modélisation, *J. Bull. Sci. Géol.* 46. 217-227.

Thornton I. 1996 - Risk assessment related to metal : the role of the geochemist. *Report of international Workshop on Risk Assessment of metals and their Inorganic Compounds*, Angers, France. International Council on Metals and the Environment

Tiglyene S., Jaouad A., Laila Mandi L., 2008 -Mobilité et spéciation du chrome dans un système à *Phragmites australis* de traitement des eaux usées de tanneries. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 21, n° 1, p. 1-16

Torlucci J.J.R., 1982 -The distribution of heavy Metal Concentration in Sediment surrounding a sanitary Landfill in the Hackensack Meadowlands New Jersey [http:// Cimic.rutgers.edu/ecorrisk/mallandfill/mal-landfill//.html](http://Cimic.rutgers.edu/ecorrisk/mallandfill/mal-landfill//.html)

Türkdo•an MK., Kilicel F., Kara K., Tuncer I. et Uygan I., 2002- Heavy metals in soil, vegetables and fruits in the endemic upper gastrointestinal cancer region of Turkey. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13: 175-179

Underwood E.J., Suttle N.F., 1999- Copper. In *The mineral nutrition of livestock*. 3rd Edition. CABI Publishing. Wallingford. Royaume-Uni , pp283-342.

Ure A.M., 1996- Single extraction schemes for soil analysis and related applications. *The Science of the Total Environment*, 178: 3-10

USEPA IRIS . 2006 - United States, Environmental Protection Agency, Integrated Risk Information System. [/http://www.epa.gov/iris/subst](http://www.epa.gov/iris/subst).

Van Straalen N.M., 2002 -Assessment of soil contamination - a functional perspective. *Biodegradation*, 13: 41-52.

Volesky B. et Holan Z.R.,1995 -Biosorption of heavy metals. *Biotechnology Progress*, 11: 235-250.

Walter L., Jan-Ake., Svante W. 1983 - Partial least-squares method for spectrofluorimetric analysis of mixtures of humic acid and lignin sulfonate. *Anal. Chem.*, 55 : 643–648, 1983.

Wang M., Zhou Q., 2005 - Single and joint toxicity of chlorimuron-ethyl, cadmium, and copper acting on wheat *Triticum aestivum*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 60 (2), pp. 169-175

Wang W.S., Shan X.Q., Wen B. et Zhang S.Z., 2003 -Relationship between the extractable metals from soils and metals taken up by maize roots and shoots. *Chemosphere*, 53: 523-530.

Wang X., Liu Y., Zeng G., Chai L., Xiao X., Song X. et Min Z. 2008- Pedological characteristics of Mn mine tailings and metal accumulation by native plants. *Chemosphere*, 72: 1260-1266.

Wong C.S.C., Li X. et Thornton I., 2006- Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution*, 142: 1-16.

Xiao-Quan S., Bin C., 1993 - Evaluation of sequential extraction for speciation of trace metals in model soil containing natural minerals and humic acid. *Analytical Chemistry* 65, 802-807.

Yatrabi A., Nejmeddine A., 2000 -Fractionnement et mobilité des métaux lourds dans un sol en amont des eaux usées de tanneries. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*. Vol, 13, numéro 3, p. 203-212

Ye Z.H. , Yang ZY., Chan GYS., Wong MH.,, 2001- Growth response of *Sesbania rostrata* and *S. cannabina* to sludge-amended lead/zinc mine tailings-a greenhouse study, *J. Environ. International*. 26, 449-455.

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. *The Science of the Total Environment*, 383: 81-89.

Zheng N., Liu J., Wang Q., Liang Z., 2010- Health risk assessment of heavy metal exposure to street dust in the zinc smelting district, Northeast of China. *The Science of the Total Environment*, 408: 726–733.

Zhuang P., McBride M.B., Xia H., Li N., Li Z., 2009- Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Daboashan mine. South China. *The Science of the Total Environment*, 407:1551-1561

Zayed A., Gowthaman S., Terry N., 1998 -Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants, Duckweed. *J. Environ Qual* 27:715–721

Zmirou D., Beausoleil, de Coninck P., Deportes I., Dor F., Empereur-Bissonet P., Hours M., Keck G., Lefebvre L., Rouisse L., 2003- Déchets et sols pollués. In ; *Environnement et santé publique*- Fondements et pratiques, pp. 397-440. Edisem/Tec & Doc, Acton Vale/Paris

Annexes

Annexes

Annexe 1

Tableau 1. Situation des sites de décharges sauvages de la wilaya de Mostaganem (Direction de l'environnement)

Daira	Commune	Lieu d'implantation	Superficie	Population	T/J	Altitude
Mostaganem	Mostaganem	Elhchem, commune de Sayada Décharge intercommunale entre Sayada et Mostaganem	02,5Ha	144140	82	80
Bougirrat	Bougirrat	Djebel Mouzaia - Sirat	03Ha	/	/	/
	Sirat	Djebel Mouzaia Décharge (Sirat, Bougirrat)	03Ha	/	/	80
	Souaflia	Souaflia	01Ha			240
	Saf-Saf	Douare Chaïbia	0,5Ha			/
Mesra	Mesra	Carrière de Mesra Décharge(Mesra, Ain sidi Chérif)	03Ha	22644	13,2	/
	Ain sidi Chérif	Carrière de Mesra	03Ha	8823	4,1	80
	Mansourah	Douar Amamra	1,5Ha	/	/	/
	Blad Touahria	Douar Belmordi	0,5Ha	/	/	/
	Khair-Eddine	El Djebbah Décharge(Ain Boudinar et Khair-Eddine)	09Ha	24950	18	240
	Sayada	Chaabet El Houddi Décharge (Mosta-Sayada)	06,2Ha	25700	106	/
	Ain Boudinar	El Djebbah Khair Eddine	09Ha	5900	/	240
Ain Nouissy	Ain Nouissy	Allalia- Fornaka	05-25 Are	21851	3,8	/
	Fornaka	Allalia Décharge (Fornaka- Ain Nouissy)+Stidia	05-25Are	16421	8,4	40
	El Hassiane	Plaine de Bordjia	04	10056	4,6	/
Sidi Ali	Sidi Ali	Tausna	01	35700	02	/
	Ouled Maalah	Ouled Ghazaz	02	10000	12	/
	Tazgiat	Oued	-	9800	0,2	/

Daira	Communes	Lieu d'implantation	Superficie	Population	T/J	Altitude
Ain Tedless	Ain Tedless	Dardidi Décharge (Ain Tedless- Sour)	06,5	35400	33,8	240
	Sour	Dardidi	02,5	23561	-	/
	Oued El Kheir	Amamra	02	16550	09,5	320
	Sidi Belattar	Grand Ravin	01	-	-	/
Hassi Mameche	Hassi Mameche	Araibra	03,2	24895	15,2	200
	Mazagran	Aribia- Hassi Mameche	03,2	17135	11	/
	Stidia	Allalia- farnaka	05Ha-25Are	12239	04,5	/
Achaacha	Achaacha	Sidi Abd el Kader	03	34400	05	/
	Ouled Boughalem	Ouled Boughalem	01	13000	05	/
	Nekmaria	Ouled Djelloul	01	-	-	/
	Khadra	Mehadnia	01	13500	0,2	/
Sidi Lakhder	Sidi Lakhder	Oued El Abid	01	34650	0,2	/
	Hadjadj	El Khribet	05	17700	05	/
	Abd El Malak Ramdane	Forêt 95	1,5	14000	02	/

Annexe 2

Teneurs moyennes maximales du chrome (**Cr**) (mgkg^{-1}) dans les fractions du sol F1, F2, F3, F4

Echantillons	F1	F2	F3	F4
Sol1	30.54±7.4	25.33±6.3	374.49 ±55.3	833.9±53.6
Sol2	66.27 ±12.2	25.38±5.7	310.2 ± 62.5	964.4±66.9
Sol3	51.3± 13.6	15.67±4.2	456± 48.6	887.7±67.8

Teneurs moyennes maximales du cuivre (**Cu**) (mgkg^{-1}) dans les fractions du sol F1, F2, F3, F4

Echantillons	F1	F2	F3	F4
Sol1	18.99±5.2	10.31±2.4	244.21±33.6	261.58±53.2
Sol2	19.11±2.8	14.08±2.8	181±23.5	280.6±42.1
Sol3	18.12±3.5	18.12±1.9	192.5±21.2	329.58±55.7

Teneurs moyennes maximales du zinc (**Zn**) (mgkg^{-1}) dans les fractions du sol F1, F2, F3, F4

Echantillons	F1	F2	F3	F4
Sol1	29.69±6.3	28.70 ±6.1	350.3±32.4	563.9 ±43.5
Sol2	41.60 ±7.6	37.27 ±4.3	225.3± 25.6	537.4±52.7
Sol3	32.43±5.4	28.04±5.5	210.3± 33.8	596±45.3

Teneurs moyennes maximales du plomb (**Pb**) (mgkg^{-1}) dans les fractions du sol F1, F2, F3, F4

Echantillons	F1	F2	F3	F4
Sol1	19.84±5.8	14.88±3.5	69.46±11.3	59.87±12.6
Sol2	17.53± 4.6	7.67 ±1.9	55.8±13.2	27.4±9.3
Sol3	33.3±8.2	15.3 ± 2.6	92.6 ±16.7	42.6±7.5

Teneurs moyennes maximales du nickel (**Ni**) (mgkg^{-1}) dans les fractions du sol F1, F2, F3, F4

Echantillons	F1	F2	F3	F4
Sol1	8.82±2.4	5.22± 1.3	15.62± 3.6	32.38±12
Sol2	8.82 ±1.8	3.92±1.4	10.78 ±2.8	22.90±11.2
Sol3	9.37±3..6	8.18±2.4	17.11±4.3	39.20±15.2

Annexe 3

Composition de la solution nutritive de Hoagland (Hopkins, 1995)

Ca (NO ₃) ₂	5 mM
KNO ₃	5 mM
KH ₂ SO ₄	1 mM
MgSO ₄	1 mM
H ₃ BO ₃	46 µM
NaMoO ₄ , 2H ₂ O0.1 ce m



Assessment of metal pollution in soil and in vegetation near the wild garbage dumps at Mostaganem region

Soraya Belabed¹, Brahim Lotmani¹, Abderrahmane Romane^{2*}

¹Laboratory of Plant Protection, Faculty of natural sciences and life. Abdel Hamid Ibn Badis University, Mostaganem, (Algeria)

²Laboratory of Applied Organic Chemistry, Faculty of Sciences Semlalia Cadi Ayyad University, Marrakech, (Morocco)

Received 30 January 2014; Revised 15 May 2014; Accepted 7 July 2014.

*Corresponding Author. E-mail: romane@uca.ma; Tel: (+212524434649)

Abstract

Within the scope of protection of the environment, and with particular aim the normalization of landfill sites, this study examines soil pollution and natural vegetation of the three sites near three major Wild discharges in the region of Mostaganem (western Algeria). The contamination of both soil and vegetation was evaluated by assaying the major metallic elements (K, Na, Ca, Al, Fe, Mg, Si, Mn) and heavy metals (Cr, Zn, Cu, Cd, Ni, Pb, As, Co). This work reveals significant contamination of the sites studied and it emphasized a large variation in concentration depending on the element analyzed and the study site. The pollution index of soil is generally very high (7.56 for SI, 7.32 to 7.84 for SII and SIII). The transfer factor (TF) of heavy metals in luxurious growing species was calculated, it reveals a bioaccumulation of metals, which varies according to plant species and nature of metals. The hyper accumulation (TF > 1) was registered for Ni, Cr, Cu, Zn in *Euphorbia cyparissias* L (1.82); *Asparagus officinalis* L (4.38); *Marrubium vulgare* L (8.08) and *Pistacia lentiscus* L (9.14) respectively. The accumulation was observed according to TF values below 1 for Cd, Pb, As and Co, in *Euphorbia cyparissias* L (0.27 for Cd); *Marrubium vulgare* L (0.27 for Pb); *Asparagus officinalis* L (0.75 for As) and *Pistacia lentiscus* L (0.44 for Co).

Key words: Dump; Metallic pollutant; Contamination; Soil; Vegetation.

Introduction

Human activities as well as modern civilization produce large masses of solid and liquid waste from various sources: domestic, industrial and hospital waste. These wastes are often harmful because of their bulky or unsightly; they can also be toxic and cause serious pollution problems.

In Algeria, pollution, deterioration of life and damage to ecosystems are tangible realities. There are about 3000 illegal dumps on the Algerian territory, usually located on agricultural land, or livestock or along lakes and rivers.

More than 2 million tons of hazardous industrial waste is currently stored of which 55% is stored in the Eastern region, 26% in the Western region and 19% in the central region of Algeria [1]. It should be noted that more than 80% of waste is not treated or recycled. Consequently, expansion of illegal dumps around the country is increasing. Waste is generated continuously with an increasing amount; waste are heterogeneous. Their quantitative and qualitative composition varies according to geographical factors, climatic, economic, racial, social and demographic [2].

Located in the western region of Algeria, Mostaganem has a large number of landfills where there are 20 wild dumps, including three classified as the most important. They are named: dump of El Hchem, dump of Aintedless and dump of Hassi Mameche located in the North East, North West and North West respectively. These dumps represent a favorable medium for the multiplication of transmission vectors of diseases, such as arthropods (flies and mosquitoes), rodents (leptospirosis carriers, typhus, trichinosis) [3]. Hence they present a microbiological danger, because the waste contains all pathogenic microorganisms (bacteria, virus, fungus, yeast).

The Wild dumps constitute a source of chemical contamination, particularly heavy metal contamination. After the rain and natural fermentation of waste, they produce a fluid fraction named lixiviate rich on mineral and organic pollutants [4, 5].

The incineration of waste produces gaseous pollutants which contain heavy metals [6]. The metal pollutants accumulated in soil and under some biogeochemical conditions may pass in the soil solution [7], and consequently become bio-available and absorbed by plants [8].

With high concentration of pollutants, the pollution of dumps affects plant growth by changing the biodiversity of vegetation because the sensitive plants to heavy metal stress are not able to survive. The plants, which survive the high amount of heavy metals, provide its descendants [9]. During a long time of exposure to polluted medium, the plants adapt to this situation with tolerant high amount of heavy metals by many mechanism and pathways such as: adsorption, detoxification, immobilization and accumulation.

The dumps of domestic waste, industrial or other, deserve special attention, because they are potential sources of significant pollution including contamination by heavy metals that have a high ecotoxicity; and they could be involved in many diseases with central nervous system, liver kidney, but also cancer and embryonic malformations [10,11].

2. Materials and methods

2.1. Presentation of the study area

Our study was conducted in three wild landfills at Mostaganem (North West Algeria). These three dumpsites are considered the largest among the 20 existing ones. These landfills are located in the vicinity of agricultural land and housings. The three sites are named: dumpsite of El-Hchem, dumpsite of Hassi-Mameche and dumpsite of Ain- Tedless (Table 1).

Table 1: Geographical and topographical characteristics of landfills

Dump site	area (ha)	Topography	Daily tonnage (T/day)
El-Hchem (Site I)	02.5	Rugged plateau, Slopes to the south west	33.8
Hassi Mameche (Site II)	03.2	Land slightly flat (low slope west)	15.2
Ain-tedless (Site III)	06.2	Flat soil	82

2.2. Physical analysis of soil

The determination of particle size (% sand, % clay and % silt) and the measurement of pH and organic matter were conducted with referring to the works of Pétard J. (1993) [12]

2.3. Metal analysis in soil and vegetation

For each site 4 soil samples were collected at 50 meters from the landfills center in for directions: North, East, West and South. The soil samples were mixed, air dried and sieved (<2 mm) and then ground (<180 microns).

For vegetation, only roots and leaves of plant were collected. After rinsing with water tap and distilled water, roots and leaves were dried in oven at 70°C during 48 h and the dry matter was homogenized. To mineralize samples, 2 mL of sulfuric acid (H₂SO₄), 6 mL of nitric acid (HNO₃) and 6ml of oxygenized water (H₂O₂) were added to 0.5g of homogenized soil and 0.5g of dried and pounded vegetal matter [13]. This mixture is heated during 30min. The residue is cooled and filtered then a 25ml of nitric acid is added. The analyses of “mineralisate” is realized by metallic “dosage” in the obtained solution by using introductive coupled plasma spectrometry (JOBIN-YVON 70 ICP).

3. Results and discussion

3.1. Soil characteristics

Table 2 presents the relative changes of soil characteristics near landfills among the different sites. The pH values varying between 8.11, 8.18 and 8.20 in sites SII, SIII, and SI respectively.

All The soils have a sandy-loam texture with 58.20% of coarse sand 17.80% of fine sand, 12.63 % clay and 10.62% of silt for the site I; 50.66, 19.97, 13.08 and 16.35% respectively for the site II and 50.20, 23.80, 13.58 and 12.40% for the site III. The organic matter in soils presents 1.98, 2.43, and 2.48% respectively for the sites I, II and III.

3.2. Contents of major metallic elements in the soil

Table 3 illustrates the major mineral elements contents in soils at 10 to 40 cm of depth. We note that site III records the high concentration of Aluminum (Al) and Magnesium (Mg) (3095 mg.Kg⁻¹ and 4127 mg.Kg⁻¹ respectively). The average quantities of Potassium (K), Calcium (Ca), Sodium (Na) and Iron (Fe) are as

important in Site III (1269 mg.Kg⁻¹, 4523 mg.Kg⁻¹, 1260 mg.Kg⁻¹ and 8539 mg.Kg⁻¹ respectively). Silicium (Si) and Manganese (Mn) are smaller compared to all others elements (147 mg.Kg⁻¹ and 155 mg.Kg⁻¹ respectively).

Table 2: Soil characteristics near the dumps (Soil depth 10 to 40 cm)

Soils	pH	OM %	Clay %	Silt %	coarse sand %	Fine sand %
Site I	8.20	1.98	12.63	10.62	58.20	17.80
Site II	8.11	2.43	13.08	16.35	50.66	19.97
Site III	8.18	2.48	13.58	12.40	50.20	23.80

Table3: Major metals (mineral elements) in soil samples near the dumps (mg.Kg⁻¹)

Soils	K	Ca	Mg	Si	Al	Fe	Na	Mn
S(I)	1062±11.3	4133±18.3	3122±10.3	139±11.2	2595±55.8	7519±39	1168±43.4	149±4.3
S(II)	1223±20.2	4213±17.2	4018±11.4	143±13.6	2965±61.3	8521±41	1234±56	150±5.2
S(III)	1269±21.3	4523±21	4127±11.8	147±14.4	3095±75.8	8539±49	1260±60.4	155±7

S(I): Site (I); S(II): Site (II) and S(III): Site(III)

3.3. Levels of heavy metals in the soil

As shown in table 4, Chromium (Cr), copper (Cu), zinc (Zn), nickel (Ni), lead (Pb), Cadmium (Cd), arsenic (As), and cobalt (Co) are relevant heavy metals analyzed in soil of the three landfills. Metal mean contents range from 1389 mg.Kg⁻¹ (Site II) to 1558 mg.Kg⁻¹ (Site III) for **Cr**, from 1002 mg.Kg⁻¹ (Site III) to 1085mg.Kg⁻¹ (Site I) for **Zn**, from 445 mg.Kg⁻¹ (Site II) to 502 mg.Kg⁻¹ (Site III) for **Cu**, from 130 mg.Kg⁻¹(Site I) to 159mg.Kg⁻¹ (Site III) for **Co**, from 100 mg.Kg⁻¹ (Site I) to 105.2 mg.Kg⁻¹ (Site III) for **Pb**, from 95mg.Kg⁻¹ (Site II) to 100 mg.Kg⁻¹ (Site III) for **Cd**, from 28 mg.Kg⁻¹ (Site II) to 33 mg.Kg⁻¹ (Site I) for **Ni** and from 12 mg.Kg⁻¹ (Site III) to 16 mg.Kg⁻¹ (Site II) for **As**

Table 4: Heavy metals in soil samples (mg.Kg⁻¹) and pollution index **PI** near the dumps

Sols	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	As	Co	PI
S(I)	1435±16.1	33±4.1	500±30.2	1085±74.4	98±2.3	100±3.2	13±0.7	130±1.3	7.56
S(II)	1389±12.5	28±2.3	445±28	1015±70.2	95±0.9	103±1.2	16±0.4	140±2.8	7.32
S(III)	1558±22.8	32±4.4	502±37.6	1002±9.8	100±5	105.2±7	12±1.27	159±6.5	7.84

3.4. Pollution Index of heavy metals in soils (PI)

This index is calculated by the ratio of metal concentrations in the soil based on the corresponding values suggested by Klocke (1979 standards) [14] and which correspond to tolerable levels in the soil: $PI = [(Cd/3 + Cr/100 + Cu/100 + Pb/100 + Zn/300 + Co/50 + Ni/50 + As/20)] / 8$

The critical heavy metal concentration in the soil is defined as the value above which toxicity is possible. As reported in literature [15]; these values represent the concentration of 8 ppm for Cd, 125 ppm for Cu and 400 ppm for Pb and Zn. Obtained results show that metal concentrations are above the critical level in the three studied sites for at least three of these metal elements.

The pollution index (**PI**) is a criterium for assessing the toxicity of a soil. It identifies a phased array type contamination in samples [16]. In this study, the pollution index was calculated for the different sampling sites and reported in Table 4. The three sites I, II and III have pollution index greater than 1 and represent respectively 7.56, 7.32, and 7.84. The soils landfill site of Ain -Tedless is the more contaminated one than the others.

Soils near landfills are rich in major mineral elements (K, Na, Ca, Al, Fe, Mg, Si, Mn) and are largely polluted with heavy metals (Cr, Zn, Cu, Cd, Ni, Pb, As, Co), and the calculated IP exceed largely the value of 1. The texture of soils is sandy soil, and the exchange capacity of these soils is weak. The amount of clay in the three sites SI, SII, SIII is slight: 12.63, 13.08 and 13.58% respectively. The presence of high quantities of sand 58% and small quantities of clay in soil facilitate the metal infiltration to the soil depth and will be contaminate the groundwater, [17-19].

The variation of quantities of major elements in the three sites is probably related to the difference of soil nature (pedogenesis) [20, 21].

The presence of heavy metals, in soils near the dumps, is related to the nature of garbage rejected. Quantities of heavy metals found are important and exceed largely the maximum amounts authorized by WHO (Cr: 150

mg.Kg⁻¹, Zn: 300 mg.Kg⁻¹, Cu: 100 mg.Kg⁻¹, Co: 30 mg.Kg⁻¹, Pb: 100 mg.Kg⁻¹ and Cd: 0.7 mg.Kg⁻¹) [22]. As cited in literature, some contaminations were observed in many dumps towards the world: Akouédo in Abidjan [19], Mall in New Jersey [23] and Sidney [24].

3.5. Concentrations of major metals and heavy metals in plants growing near the dumps

The presence of metallic elements such as excessive levels of heavy metals in soil significantly changes the floristic composition of sites. The presence of vegetation species in their sites means that species supports excessive levels of metals and are tolerant to heavy metals.

The floristic population analysis shoes that number of plant species present near the landfills are reduced. The botanic study of plants reveals the presence of 22 plant species and 17 families. Among these plant species met, only 7 plant species that have an important development and grow were selected to analyze metals in their tissues. These plant species are: *Pistacia lentiscus* L; *Euphorbia cyparissias* L; *Marrubium vulgare* L; *Asparagus officinalis* L; *Malva sylvestris* L; *Plantago lanceolata* L and *Urtica dioica* L. These plant species are dominant in the three sites studied (Table 5).

Table 5. Nature of vegetal species near the dumps

Family	species	Distribution
Aizoaceae	<i>Mesembryanthemum crystallinum</i> L	Herb (SI)
Anacardiaceae	<i>Pistacia lentiscus</i> L *	Herb (S II,III)
Apiaceae	<i>Daucus carota</i> L	Herb (S II,III)
Arecaceae	<i>Chamaerops humilis</i> L	Herb (S I)
Asteraceae	<i>Scolymus hispanicus</i> L	Herb (S III,III)
	<i>Centaurea cyanus</i> L	Herb (SI, II, III)
Brassicaceae	<i>Sinapis arvensis</i> L	Herb (SI, II,III)
Chenopodiaceae	<i>Chenopodium bonus-henricus</i> L	Herb (SI, II,III)
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia cyparissias</i> L *	Herb(S III)
Fabaceae	<i>Retama monosperma</i> L	Herb (SII,III)
Lamiaceae	<i>Lavendula stoechas</i> L	Herb (SII,III)
	<i>Lavendula dentata</i> L	Herb (SI, II, III)
	<i>Marrubium vulgare</i> L *	Herb (SI, II, III)
Liliaceae	<i>Asparagus officinalis</i> L *	Herb (SI, II, III)
Malvaceae	<i>Malva sylvestris</i> L *	Herb (SI, II, III)
Oleaceae	<i>Olea europea</i> L	Shr (S III)
Plantaginaceae	<i>Plantago lanceolata</i> L *	Herb (SI, II,III)
Rosaceae	<i>Malus sylvestris</i> L	Herb(SIII)
Poaceae	<i>Hordeum murinum</i> L	Herb (SI, II,III)
	<i>Arundo donax</i> L	Herb (SII,I) Herb
Urticaceae	<i>Urtica dioica</i> L *	(SI, II,III)
	<i>Urtica urens</i> L	Herb (SI, II,III)

Shr: Shrub, Herb: Herbaceous, S: Site *: Plant species studied

The major elements content in the plant are presented in table 6. Results show that the values of K, Ca, and Na elements are adequate as in plant growing in natural soil. The values of Mg and Fe met in *P. lentiscus* L (3806 mg/kg⁻¹ Fe) and *Urtica dioica* L (7544 mg.Kg⁻¹ Mg) exceed the natural values described by [25]. The values of Al and Si exceed the natural values in all plant species grown in all landfills. However values of Mn met in *P. lentiscus* L and in *A. officinalis* L (14 mg.Kg⁻¹ and 38mg.Kg⁻¹ respectively) are lower than natural values in plant species grown on natural soil (200 mg.Kg⁻¹) [25]. About the contamination of spontaneous plant by heavy metals in dumps, few studies were done. Results show that contents of heavy metals (Cr, Cu, Zn, Co, Pb, Ni, Cd and As) in plant tissues are very high. Maximum of heavy metals values met respectively in plants are 9168.6 mg.Kg⁻¹ in *P. lentiscus* L for Zn, 6829 mg.Kg⁻¹ in *A. officinalis* L for Cr, 4030.6 mg.Kg⁻¹ in *M. vulgare* L for Cu, 71mg.Kg⁻¹ in *P. lentiscus* L for Co, 57.8mg.Kg⁻¹ in *E. cyparissias* L for Ni, 28.6 mg.Kg⁻¹ in *M. vulgare* L for Pb, 28.2 mg.Kg⁻¹ in *E. cyparissias* L for Cd and 9 mg.Kg⁻¹ in *A. officinalis* L for As (Table 7).

In our results, the quantities of major elements found in the plants are adequate according to those described by Gobat A.M. [25]. Except Fe and Mg that exceed the natural values in *P. lentiscus* L and *U. dioica* L. Quantities of Al and Si found in all the plants studied exceed largely the natural amount in plant this explains why these plants tolerate and accumulate these metals.

Quantities of metals (Cr, Cu, Zn, Co, Pb, Ni, Cd and As) found in plant tissues exceed those recommended by WHO [23]. The plants studied in our work are able to absorb a large quantity of these metals and transfer them in their leaves.

Table 6: Major metals (mineral elements) contents in tissues of spontaneous vegetal species (mg.Kg⁻¹).

Vegetal species	K	Ca	Mg	Si	AL	Fe	Na	Mn
<i>P. lentiscus</i> L	9654 ± 42	7414 ± 29	186 ± 18	167 ± 14.4	71 ± 6.5	3806 ± 46	1710 ± 23	14 ± 2.2
<i>E. cyparissias</i> L	3645 ± 21	6162 ± 26	1083 ± 13	154 ± 11.2	82 ± 3.4	1560 ± 30	3165 ± 53	29 ± 2.1
<i>M. vulgare</i> L	3942 ± 24	5156 ± 4	3439 ± 49	196 ± 10.3	290 ± 12.3	1833 ± 17.1	3624 ± 17	34 ± 5.4
<i>A. officinalis</i> L	20003 ± 63	6981 ± 30	2569 ± 7	164 ± 2.2	298 ± 50	1581 ± 40.9	4977 ± 91	38 ± 2.7
<i>M. sylvestris</i> L	30154 ± 29	6235 ± 21	6342 ± 19	123 ± 1.7	65 ± 1.6	340 ± 13	3764 ± 24	31 ± 1.4
<i>P. lanceolata</i> L	1955 ± 45	5447 ± 28	391 ± 10	196 ± 20	170 ± 24.7	438 ± 35.6	3612 ± 23	22 ± 4.4
<i>U. dioica</i> L	35158 ± 38	5266 ± 17	7544 ± 22	222 ± 8.3	146 ± 14.4	750 ± 8.6	5538 ± 25	33 ± 2.7

Table 7: Heavy metals contents in tissues of spontaneous vegetal species (mg.Kg⁻¹).

Vegetal species	Cr	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	As	Co
<i>P. lentiscus</i> L	3556 ± 35.2	13.6 ± 2.1	1535 ± 49	9168.5 ± 6	0.1 ± 0	19.4 ± 2.6	0.1 ± 0	71 ± 10
<i>E. cyparissias</i> L	623 ± 5.8	57.8 ± 3.2	710 ± 12	886 ± 0.10	28.2 ± 1.3	22 ± 3.5	1.8 ± 0.45	30.2 ± 3.9
<i>M. vulgare</i> L	755 ± 14.5	0.18 ± 0.03	4030 ± 9	1919 ± 8.2	5.6 ± 0.5	28.6 ± 2.1	6 ± 2.2	62.4 ± 6.0
<i>A. officinalis</i> L	6829 ± 29.4	0.1 ± 0	1664 ± 33	3201.6 ± 14.8	0.14 ± 0.04	15 ± 0.1	9 ± 2.23	24 ± 8.2
<i>M. sylvestris</i> L	1007.4 ± 11.4	41.6 ± 3.1	429 ± 29	795 ± 8.4	10.9 ± 4.6	16.2 ± 0.5	3.14 ± 0.34	38.6 ± 3.9
<i>P. lanceolata</i> L	940 ± 32.4	27 ± 5.7	566 ± 14	864 ± 31.5	16 ± 1.4	13 ± 2.7	0.1 ± 0	8 ± 4.4
<i>U. dioica</i> L	1348 ± 17.8	0.1 ± 0	153 ± 9	438 ± 14.8	5 ± 0	16 ± 0.8	6 ± 2.2	27 ± 2.7

The calculation of Transfer Factor **TF** (Table 8) showed that the plants unlike accumulate metals. The finding hyperaccumulator plants with TF > 1 are: *Asparagus officinalis* (4.38) and *Pistacia lentiscus* (2.26) for Cr; *Euphorbia cyparissias* (1.82) and *Malva sylvestris* (1.29) for Ni; *Marrubium vulgare* (8.08), *Asparagus officinalis* (3.31), *Pistacia lentiscus* (3.06) and *Euphorbia cyparissias* (1.42) for Cu; *Pistacia lentiscus* (9.14), *Asparagus officinalis* (3.19) and *Marrubium vulgare* (1.91) for Zn.

The accumulator plants that TF < 1 for Cd, Pb, As and Co, are *Euphorbia cyparissias* (0.27), *Plantago lanceolata* (0.15) for Cd; *Marrubium vulgare* (0.27), *Euphorbia cyparissias* (0.20) for Pb; *Asparagus officinalis* (0.75), *Urtica dioica* (0.5) for As and *Pistacia lentiscus* (0.44), *Marrubium vulgare* (0.38) for Co.

Table 8: Transfer factor (TF) of heavy metals in spontaneous vegetal species

Vegetal species	Transfer factor (TF)							
	Pb	As	Co	Cd	Zn	Cu	Ni	Cr
<i>M. vulgare</i> L	0.27a	0.502b	0.39b	0.052d	1.91c	8.08a	0.005e	0.48e
<i>P. lanceolata</i> L	0.12d	0.008d	0.05e	0.156b	0.86d	1.12c d	0.85c	0.59d
<i>U. dioica</i> L	0.15cd	0.5b	0.16d	0.043d	0.43e	0.303e	0.003e	0.86c
<i>A. officinalis</i> L	0.14d	0.75a	0.14d	0.001e	3.19b	3.31b	0.003e	4.38a
<i>P. lentiscus</i> L	0.18bc	0.008d	0.44a	0.001e	9.14a	3.06b	0.43d	2.27b
<i>E. cyparissias</i> L	0.2b	0.146cd	0.19d	0.271a	0.864d	1.42c	1.82a	0.39f
<i>M. sylvestris</i> L	0.15cd	0.26c	0.24c	0.104c	0.79d	0.85d	1.29b	0.64d

TF = value of the metal in the plant / value of the same metal in the soil [26].

Transfer of heavy metals from the soil to the plant is highly significant between species (P < 0.05) for the eight metals analyzed, a, b, c, d, e = homogeneous groups.

Conclusion

Our study showed the impact of landfills on environmental pollution and the transfer through plants that could bring harm to human health when the metal pollutants will enter the food chain. The concentrations of metallic elements: Cr, Cu, Zn, Pb, Ni, Cd, Co, As, analyzed in soils and vegetation exceed largely the critical thresholds set by WHO. This pollution varies according to type of terrain and nature of pollutants. Site Ain Tedless dumps is more polluted than the other sites. All the plants studied are metal accumulators, some plants are hyper accumulators such as *A. officinalis*, *P. lentiscus* (Cr); *E. cyparissias*, *M. sylvestris* (Ni); *M. vulgare*, *A. officinalis*, *P. lentiscus*, *E. cyparissias* (Cu) and *P. lentiscus*, *A. officinalis*, *M. vulgare* (Zn).

Acknowledgements-We are grateful to the staff of the environment directorate of Mostaganem for their assistance with information relating to landfills and we thank infinitely the team of the laboratory analysis of metals in Marrakech for their collaboration.

References

1. Mate. *Manuel d'information sur la gestion des déchets solides urbains*. Département d'état de l'environnement, Algérie (2003).
2. Thogerson J. *Scandinavian Journal of Management*. 12 (3) (1999) 291-304.
3. Laid Y. *Rapport d'expert n° 6, Environnement et santé*, Alger, Algérie (1997).
4. Mehdi M.M., Belabbed B.E., Laouar R. *Courrier du Savoir*. 08 (2007) 93-99.
5. Guermoud N. Thèse de Doctorat en sciences, Faculté des sciences de la nature et de la vie, Mostaganem, Algérie (2009) 157p.
6. Zmirou D., Beausoleil de Coninck P., Deportes I., Dor F., Empereur-Bissonet P., Hours M., Keck G., Lefebvre L., Rouisse L. In ; *Environnement et santé publique-Fondements et pratiques*. Edisem/Tec & Doc, Acton Vale/Paris (2003) 397-440.
7. Mench M.J., Manceau A., Vangronsveld J., Clijsters H., Mocquot B. *Agronomics* 20 (2000) 383-397.
8. Jalil A., Selles F., Clarke J.M. *J. Plant Nutrition*, 17, 11(1994) 1839-1858.
9. Levitt J. Volume II: Water, radiation, salt, and other stresses. Academic Press, New York (1980).
10. Adriano D.C. biogeochemistry, Bioavailability and risks of metals. 2nd Springer-Verlag, New York, Berlin, (2001).
11. Abrahams P.W. *The Science of the Total Environment*. 291 (2002) 32.
12. Pétard J. Les méthodes d'analyse. Tome 1. Analyses de sols. Nouméa: ORSTOM. Notes Tech.: Lab. commun Anal. 5 (1993).
13. Schwartz, C. Thèse de Doctorat en sciences INPL, Sciences Agronomiques, Nancy, France (1997). pp 182.
14. Kloke A. *Paper presented at United Nations-ECE Symp* Nancy (1979).
15. Kabata-Pendias A., Pendias H. Trace elements in soils and plants, 2nd Edition. CRC press, Boca Raton, FL, (1992) 365.
16. Chon H.T., Ahn J. S., Jung M .C. *Environ Geochem. Health*.20 (1998) 77- 86.
17. Brigatti M.F., Lugli C., Poppi, L. *Science*. 16 (2000) 45-57.
18. M'leyeh A., Srasra E., Cheref A. *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste. Management 7-10 January*. (2002) *Tunis (EPCOWM)*.
19. Kouame I. K., Gone D. L., SavaneI., Kouassi E. A. *Afrique Science* 02,1 (2006) 39-56.
20. Duchaufour P.H. *Pédologie: sol, végétation, environnement*. Masson, Paris, (1995).
21. Blanchard. Thèse de Doctorat en Chimie, Université de Lyon, France (2000).
22. Godin P. *Sci. Sol.* 2 (1983) 73-87.
23. Torlucci J. Jr. <http://Cimic.rutgers.edu/ecorrisk/mallandfill/mal-landfill//.html>. (1982).
24. Suh J.y., Birch G.F., Hughes K., Mattha C. *Australian Journal of Earth Sciences*, .51:1 (2004) 53-67.
25. Gobat A.M. Le sol vivant. Bases de pédologie-biologie des sols. 3^{ème} édition, press polytechniques et universitaires. Romende. ISBN 978-2- BB074-718-3 (2009).
26. Kisku G.C., Barman S.C., Bhargava S.K. *Water, Air, and Soil Pollution*.120 (2000) 121-137.

(2014) ; <http://www.jmaterenvirosci.com>