



République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère De L'éducation Supérieure

Et de la Recherche Scientifique

Université de Larbi Tebessi .TEBESSA

Faculté des sciences exactes et des sciences de la nature et de la vie

Département : Science de la matière



Mémoire

MASTER ACADEMIQUE

Domaine : Science de la matière

Filière : Chimie

Option : Chimie des produits naturels

---

Évaluation de la Contamination Métallique dans les zones  
Urbaines, Suburbaines et Sols Agricoles de l'Est de l'Algérie

---

Présenté par : Haifa NAOUI

Samia AKRICHE

Devant le jury :

Mme BENREGGA F.Zohra	MCB	Univ Larbi Tebessi .TEBESSA	Présidente
Mr SELLAMI Seifeddine	MCB	Univ Larbi Tebessi .TEBESSA	Rapporteur
Mme SOUDANI Kawthar	MAA	Univ Larbi Tebessi .TEBESSA	Examineur

Date de soutenance: 22/06/2021

Année Universitaire 2020 - 2021



**Déclaration sur l'honneur de non-plagiat**

(à joindre obligatoirement au mémoire, remplie et signée)



Je soussigné(e),

Nom, Prénom :

*Haïfa Naoui / Samia Akriche*

Régulièrement inscrit(e) en Master au département :

*Science de la matière*

N° de carte d'étudiant :

*161634025554*

Année universitaire :

*2020 / 2021*

Domaine :

*Sciences de la matière*

Filière :

*chimie*

Spécialité :

*chimie des produits naturels*

Intitulé du mémoire :

*Évaluation de la Contamination Métallique  
dans les zones Urbaines, Suburbaines et Sols  
Agricoles de l'Est de l'Algérie*

Atteste que mon mémoire est un travail original et que toutes les sources utilisées ont été indiquées dans leur totalité. Je certifie également que je n'ai ni recopié ni utilisé des idées ou des formulations tirées d'un ouvrage, article ou mémoire, en version imprimée ou électronique, sans mentionner précisément leur origine et que les citations intégrales sont signalées entre guillemets.

**Sanctions en cas de plagiat prouvé :**

L'étudiant sera convoqué devant le conseil de discipline, les sanctions prévues selon la gravité du plagiat sont :

- L'annulation du mémoire avec possibilité de le refaire sur un sujet différent ;
- L'exclusion d'une année du master ;
- L'exclusion définitive.

Fait à Tébessa, le :

*18 JUILLET 2021*

Signature de l'étudiant(e) :



*[Signature]*



*[Signature]*





Université Larbi Tébessi- Tébessa

Faculté des sciences exactes et des sciences de la nature et de la vie

Département Science de la matière

Filière : chimie

Spécialité : chimie des Produits naturels

Année universitaire 2020/2021



## Formulaire de levée de réserves après soutenance d'un Mémoire de Master

Données d'identification du candidats(es) :

Nom et prénom du candidat : Samia AKriche  
Haita Naoui

Intitulé du Sujet : 'Evaluation de la Contamination Métallique dans  
les zones Urbaines, Suburbaines et Sols  
Agricoles de l'Est de l'Algérie.

Données d'identification du membre de jury :

Nom et prénom : Beuregga Fatima Zahra

Grade : M.C.B

Lieu d'exercice : Université Larbi Tébessi- Tébessa

Vu le procès-verbal de soutenance du Mémoire sus citée comportant les réserves suivantes :

~~.....~~  
~~.....~~  
~~.....~~

Et après constatation des modifications et corrections suivantes :

~~.....~~  
~~.....~~  
~~.....~~

Je déclare en ma qualité de président de jury de soutenance que le mémoire cité remplit toutes les conditions exigées et permet au candidat de déposer son mémoire en vue de l'obtention de l'attestation de succès.

Le 18/7/2021

Président de jury de soutenance : (Nom/Prénom et signature)

Beuregga Fatima Zahra

## **Remerciements**

**Je** présente tous mes remerciements tout d'abord à mon seigneur "**Allah**" qui m'a aidé à réaliser mon objectif et à compléter ce travail de recherche.

**Je** tiens tout d'abord à exprimer ma profonde gratitude à mon encadreur Monsieur **Seifeddine SELLAMI** MCB à l'Université Larbi Tebessi - Tebessa, de m'avoir proposé le sujet de mon mémoire. Je le remercie aussi de son suivi permanent de mon travail, ses remarques et suggestions sans lesquelles ce mémoire n'aurait pas lieu.

**Mes** remerciements iront en suite au personnel du laboratoire de la CRBt Constantine, je tiens à remercier ici **Mme Ouahida ZAGHOUAN** *Maître de Recherche A, Centre de Recherche en Biotechnologie, Constantine* Pour leur sympathie et gentillesse, il m'était très agréable de travailler avec vous.

**Nous** remercions aussi très sincèrement les membres de jury.  
*Le président Mme BENREGGA F.Zohra* MCB ainsi que  
*l'examineur Mme SOUDANI Kawthar* MAA d'avoir accepté d'examiner ce travail et de nous avoir honorées par leur présence le jour de la soutenance.

**Je** remercie mes très chers parents, qui ont toujours été là pour moi,  
« Vous avez tout sacrifié pour vos enfants n'épargnant ni santé ni efforts.  
Vous m'avez donné un magnifique modèle de labeur et de persévérance.  
Je suis redevable d'une éducation dont je suis fier

**Enfin** , Je remercie mes frères et amis en général, qui ont joué un rôle en m'encourageant et en poussant à la diligence

## *Dédicaces*

*Je dédie ce modeste travail à mes très chers parents,  
A mon très chère père Mohammed pour tout ce qu'il a  
fait pour moi, par son soutien moral et matériel, son  
encouragement, pour sa Patience.*

*A ma très chère mère AISHA celle qui m'a transmis la  
vie, le courage, et l'amour pour son  
soutien moral et matériel, pour sa tendresse, et pour  
l'encouragement qu'elle m'a donnée  
pendant mon parcours, que dieu tout puissant garde  
mes parents et les protège.*

*A mon très cher frère : Soufyan , Lahcen*

*A mes très chères sœurs : Fatima Zahraa ,khawla*

*A ma binôme : Samia, avec laquelle J'ai passée de  
longues années d'études .JE te dédie ce travail et je te  
souhaite que du succès dans ta vie.*

*Une spéciale dédicace à mon fiancé Omar pour sa  
disponibilité, son soutien et ses orientations tout  
au long de cette étude, que dieu tout puissant me le  
garde.*

*A mes enseignants et mes amies de l'étude.*

*A tous ceux qui ont contribué à la réalisation de ce  
travail*

## *Dédicaces*

*Avec l'expression de ma reconnaissance, Je dédie ce  
modeste travail*

*À ceux qui, quels que soient les termes embrassés, je  
n'arriverais jamais à leur exprimer mon amour  
sincère.*

*A l'homme, mon précieux offre du dieu, qui doit ma  
vie, ma réussite et tout mon respect : mon cher père  
Rabeh*

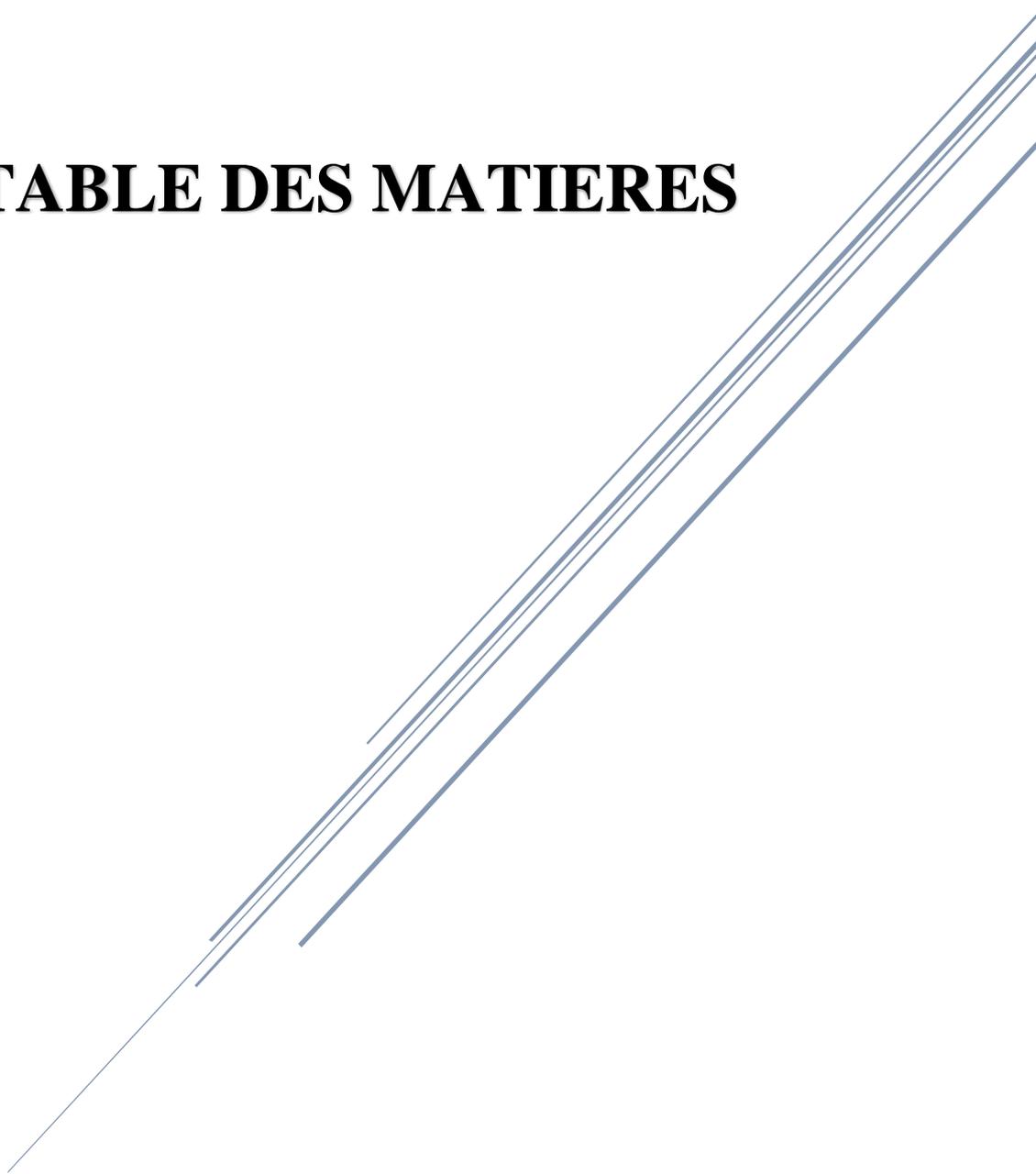
*A la femme qui a souffert sans me laisser souffrir,  
qui n'a jamais dit mon âmes exigences et qui n'a  
épargné aucun effort pour me rendre heureuse:  
mon adorable mère Warda*

*A mes chères sœurs Nesrine , Hamida et à mes frère  
Marwan , Yazid et Wail et spéciale dédicace à mon  
fiancé Issam .qui n'a pas cessée de me conseiller,  
encourager et soutenir tout au long de mes études.  
Que Dieu les protège et leurs offre la chance et le  
bonheur.*

*A mes oncles et mes tantes. Que Dieu leur donne une  
longue et joyeuse vie. Tous les cousins, les voisins et  
les amis que j'ai connu jusqu'à maintenant. Merci  
pour leurs amours et leurs encouragements.*

*Sans oublier mon binôme Haifa pour son soutien  
moral, sa patience et sa compréhension tout au long  
de ce projet*

# **TABLE DES MATIERES**



# TABLE DES MATIERES

Liste des abréviations	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
INTRODUCTION GENERALE.....	1
Partie I. Synthèse Bibliographique	
Chapitre I. Pollution du sol	
I. La pollution.....	4
I.1. Définition.....	4
I.2. Polluant.....	4
I.3. Classification de la pollution.....	5
I.3.1.Pollution physique.....	5
I.3.2. Pollution chimique.....	5
I.3.3.Pollution biologique.....	5
II. Le sol.....	6
II.1. Définition.....	6
II.2. Constituants du sol.....	7
II.2.1. La phase solide du sol.....	10
II.2.1.1. Fraction minérale.....	11
II.2.1.1.1. Minéraux argileux.....	12
II.2.1.1.2. Minéraux sableux.....	14
II.2.1.2. La fraction organique.....	14
II.2.1.2.1. Les organismes vivants.....	16
II.2.1.2.2. La lignine.....	18
II.2.1.2.3. Les substances humiques.....	18
II.2.1.3. Oxydes et oxyhydroxydes.....	19
II.2.1.4. Les carbonates.....	19
II.2.2. La phase liquide du sol.....	20
II.2.3. La phase gazeuse du sol.....	22

## Partie I. Synthèse Bibliographique

### Chapitre II. Généralités sur les éléments traces métalliques (ETM)

I.1 Définition.....	23
I.2.1. Classification des métaux lourds.....	23
I.2.1. Les métaux essentiels .....	23
I.2.2 Les métaux toxiques .....	24
I.3.2. Principales propriétés physico-chimiques des métaux lourds.....	24
I.3.2.1. La solubilité.....	24
I.3.2.2. La stabilité.....	25
I.3.2.3. La volatilité .....	25
I.3.2.4. Autres propriétés.....	25
I.4. Origine des métaux lourds .....	25
I.4.1. Sources naturelles .....	25
I.4.2 Sources anthropiques .....	26
I.4.2.1. Activités industrielles .....	26
I.4.2.2. Activités minières .....	26
II. Transferts des ETM dans le sol .....	26
III. Comportement des éléments traces métalliques dans le sol .....	27
III.1. Spéciation .....	28
III.2. Mobilité .....	28
III.3. Biodisponibilité .....	29
IV. Pollution par les métaux lourds .....	29
IV.1. Contamination de l'environnement .....	29
IV.1.1. Contamination des sols .....	30

IV.1.1.2. Répartition des métaux lourds dans les sols .....	31
IV.1.1.3. Facteurs modifiant la mobilité des éléments métalliques .....	31
IV.1.1.3.1. Le pH.....	32
IV.1.1.3.2. L'activité biologique .....	33
IV.1.1.3.4. La température .....	33
IV.1.1.3.5 Les carbonates (CaCO <sub>3</sub> ) .....	33
V. Méthode Analyse des métaux lourds dans les sols .....	33
IV. Dosage des métaux lourds par spectrométrie d'absorption atomique (SAA)	34
IV.1. Introduction .....	34
IV.2.Principe .....	34
IV.3. Instrumentation De Base .....	35
IV.3.1. La lampe à cathode creuse.....	35
IV.3.2. Le nébuliseur .....	36
IV.3.3. La flamme – atomisation .....	36
IV.3.4. Le détecteur .....	37
IV.4. Perturbations Physiques et Chimiques .....	37
IV.4.1. Interférences spectrales .....	37
IV.4.2. Correction des interférences spectrales.....	38
IV.4.3. Interférences chimiques.....	38
IV.4.5. Interférences physiques.....	39
IV.4.6. Correction des interférences physiques.....	39

IV.4.7. Interférences d'ionisation.....	39
IV.4.8. Correction des interférences d'ionisation.....	39
IV.5. Dosage par Absorption Atomique.....	40
IV.6. Quelques Applications.....	40
V. Méthodes d'évaluation de la pollution par les métaux lourds.....	41
V.1. Indice de géo-accumulation ( <i>I<sub>géo</sub></i> ) des échantillons de sol	41
V.2. Indice de pollution (IP) & indice de pollution intégré (IPI)	42
Partie I. Synthèse bibliographique	
Chapitre III : Généralités sur la ville de Constantine	
I. Situation géographique de la région d'étude.....	45
II . Structure de la Population.....	46
III. Aspect Administratif.....	46
IV. Le Relief.....	46
IV.1. La zone montagneuse au nord.....	46
IV.2. La zone des bassins intérieurs.....	47
IV.3.La zone des hautes plaines .....	47
V. Le climat .....	48
VI. Infrastructure de Base.....	48
VI.1. Réseau routier.....	48
VI.2. Réseau Ferroviaire .....	49
VI.3. Réseau Aéroportuaire .....	49
VI.4. Réseau électrique .....	50
VII. Secteur de l'Agriculture.....	50
VIII. Education et Formation.....	51
VIII.1. Enseignement supérieur.....	51
VIII.2. Formation professionnelle.....	51

IX. Fonciers industriels .....	51
-Zone Industrielle.....	51
-Zone d'activité.....	52
-Principal Industrie.....	52

## Partie II. Partie expérimentale

### Chapitre I. Matériel et méthodes

I. Site étudié.....	53
II. Echantillonnage.....	54
III. Caractérisation physico-chimique du sol.....	55
III. Mesure du pH.....	55
IV. Technique d'analyse des métaux lourds (SAAF).....	56
IV.1. Principe.....	56
IV.2. Préparation des étalons pour les courbes d'étalonnages.....	57
IV.2.1. Préparer la solution mère.....	57
IV.2.2. Préparation des étalons pour le Pb.....	57
IV.3. Minéralisation.....	57

## Partie II. Partie expérimentale

### Chapitre II. Résultats et Discussions

II.1. Résultats des mesures physico-chimiques du sol.....	60
II.1.1. Evolution du pH.....	60
II.2. Teneurs totales des ETM dans le sol.....	61
II.2.1. Le Cadmium.....	62
II.2.2. Le Chrome.....	62
II.2.3. Le Cuivre.....	64
II.2.4. Le Plomb.....	66
II.2.5. Le Zinc.....	68
III. Évaluation de la pollution par les métaux lourds.....	70
III.1. Indice de géo-accumulation (I <sub>géo</sub> ).....	70
III.2. Indice de pollution (IP).....	72
III.3. Indice de pollution métallique intégré IPI.....	74

CONCLUSION GENERALE.....

76

Références Bibliographiques

Annexes

Résumés

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau</b>	<b>Titre</b>	<b>Pages</b>
	Partie I. Synthèse Bibliographique	
	Chapitre I. Pollution du sol	
I.1	Classification de la pollution	5
I.2	Classification texturale USDA par classes de tailles de grains	8
I.3	Nombre relatif et biomasse approximative des micro-organismes telluriques pour un mollisol fertile	17
	Partie I. Synthèse Bibliographique	
	Chapitre II. Généralités sur les éléments traces métalliques (ETM)	
II.1	Classes de l'indice de géo-accumulation Igéo	42
II.2	Classes de l'indice de pollution intégré (IPI)	43
	Chapitre III. Généralités sur la ville de Constantine	
III.1	Les réseaux routiers dans la ville de Constantine	48
III.2	Les zones industrielles dans la ville de Constantine	51
III.3	Les zones d'activités dans la ville de Constantine	52
	Partie II. Partie expérimentale	
	Chapitre I. Matériel et méthodes	
I.1	La gamme de pH des sols	55
I.2	Analyse instrumentale des éléments respectifs par AAS	57
	Partie II. Partie expérimentale	
	Chapitre II. Résultats et Discussions	
II.1	Positions et pH de 25 échantillons de sol de la région de la ville de CONSTANTINE	60
II.2	Concentrations de Cr dans les sols de la ville de CONSTANTINE (mg kg <sup>-1</sup> ) par rapport aux limites réglementaires françaises selon AFNOR U44-041 et la valeur de fond dans le sol	63
II.3	Concentrations de Cu dans les sols de la ville de Constantine (mg kg <sup>-1</sup> ) par rapport aux limites réglementaires françaises selon AFNOR U44-041 et la valeur de fond dans le sol	65
II.4	Concentrations de Pb dans les sols de la ville de Constantine (mg Kg <sup>-1</sup> ) par rapport aux limites réglementaires françaises selon AFNOR U44-041 et la valeur de fond dans le sol	67

II.5	Concentrations de Zn dans les sols de la ville de Constantine (mg kg-1) par rapport aux limites réglementaires françaises selon AFNOR U44-041 et la valeur de fond dans le sol	69
II.6	Concentrations des métaux lourds (mg /kg) et l'indice de géo accumulation (Igé) dans les sols de la région de la ville de Constantine	72
II.7	. Position et l'index de pollution (IP) dans les sols de la région de la ville de Constantine	74
II.8	Position et l'indice de pollution métallique intégré (IPI) des métaux lourds dans les sols de la région de la ville de Constantine	75

## LISTE DES FIGURES

Figure	Titre	Pages
Partie I. Synthèse Bibliographique		
Chapitre I. Pollution du sol		
I.1	Schéma d'une coupe de sol	8
I.2	Triangle des textures selon USDA	9
Partie I. Synthèse Bibliographique		
Chapitre II. Généralités sur les éléments traces métalliques (ETM)		
II.1	Classification périodique des éléments traces métallique	24
II.2	Principaux flux des ETM dans le sol	27
II.3	Origine des éléments traces métalliques dans le sol.	30
II.4	<i>schéma de principe du spectrophotomètre d'absorption atomique.</i>	35
II.5	<i>Schéma de La lampe à cathodique</i>	36
II.6	<i>Schéma de l'absorption atomique</i>	37
II.7	<i>Interférences spectrales d'absorbance</i>	38
Partie I. Synthèse bibliographique		
Chapitre III : Généralités sur la ville de Constantine		
III.1	Figure satellitaire de la région de la ville de Constantine	45
III.2	La situation géographique de la ville de Constantine	
III.3	La zone montagneuse de la ville de Constantine	47
III.4	La zone des bassins intérieurs de la ville de Constantine	47
III.5	La zone des hautes plaines de la ville de Constantine	48
III.6	Climagramme de la région de Constantine	48
III.7	les réseaux routiers dans la ville de Constantine	49
III.8	Réseau Ferroviaire de la ville de Constantine	50
III.9	Réseau Aéroportuaire de la ville de Constantine	50
III.10	Le Secteur de l'Agriculture de la ville de Constantine	51
Partie II. Partie expérimentale		
Chapitre I. Matériel et méthodes		
I.1	<i>Emplacement de la zone d'étude</i>	53

I.2	<i>Emplacement de la zone d'étude</i>	54
I.3	<i>Spectroscopie d'absorption atomique à flamme; Analytik Jena NovAA 400</i>	56
I.4.	<i>Organigramme des étapes de préparation des échantillons du sol</i>	59
Partie II. Partie expérimentale		
Chapitre II. Résultats et Discussions		
II.1	<i>Histogramme de pH pour 25 échantillons de sol de la région de la ville de CONSTANTINE</i>	61
II.2	<i>Courbe du Cr dans les sols de la région de la ville de CONSTANTINE</i>	64
II.3	<i>Courbe du Cu dans les sols de la région de la ville de Constantine</i>	66
II.4	<i>Courbe du Pb dans les sols de la région de la ville de Constantine</i>	68
II.5	<i>Courbe du Zn dans les sols de la région de la ville de Constantine</i>	70
II.6	<i>Courbe du l'indice de géo-accumulation (I<sub>geo</sub>) dans les sols de la région de ville de Constantine</i>	71
II.7	<i>Courbe du l'indice de Pollution des métaux lourds dans les sols de la région de la ville de Constantine</i>	73
II.8	<i>Courbe du l'indice de pollution métallique intégré (IPI) des métaux lourds dans les sols de la région de la ville de CONSTANTINE.</i>	75

## ABREVIATION

ETM : Eléments Traces Métalliques.

MO : matière organique.

CO : Carbone organique.

Hr : humidité résiduelle.

pH : potentiel hydrogène.

Ce : conductivité électrique.

CEC : Capacité d'échange cationique.

CT : Calcaire total.

SAA : Spectroscopie d'Absorption Atomique.

A : argile.

L : limon.

S : sable.

Ab : absorbance.

$\mu$  : micron, ml : millimètre.

°C : degré Celsius.

C<sub>0</sub> : concentration initiale.

V : volume, mg/g : milligramme par gramme, méq/100g : milliéquivalent par 100 gramme.

K: Kelvin.

% : pour cent.

St: station.

ppm: part par million.

Igéo : l'indice de géo-accumulation

IP : indice de pollution

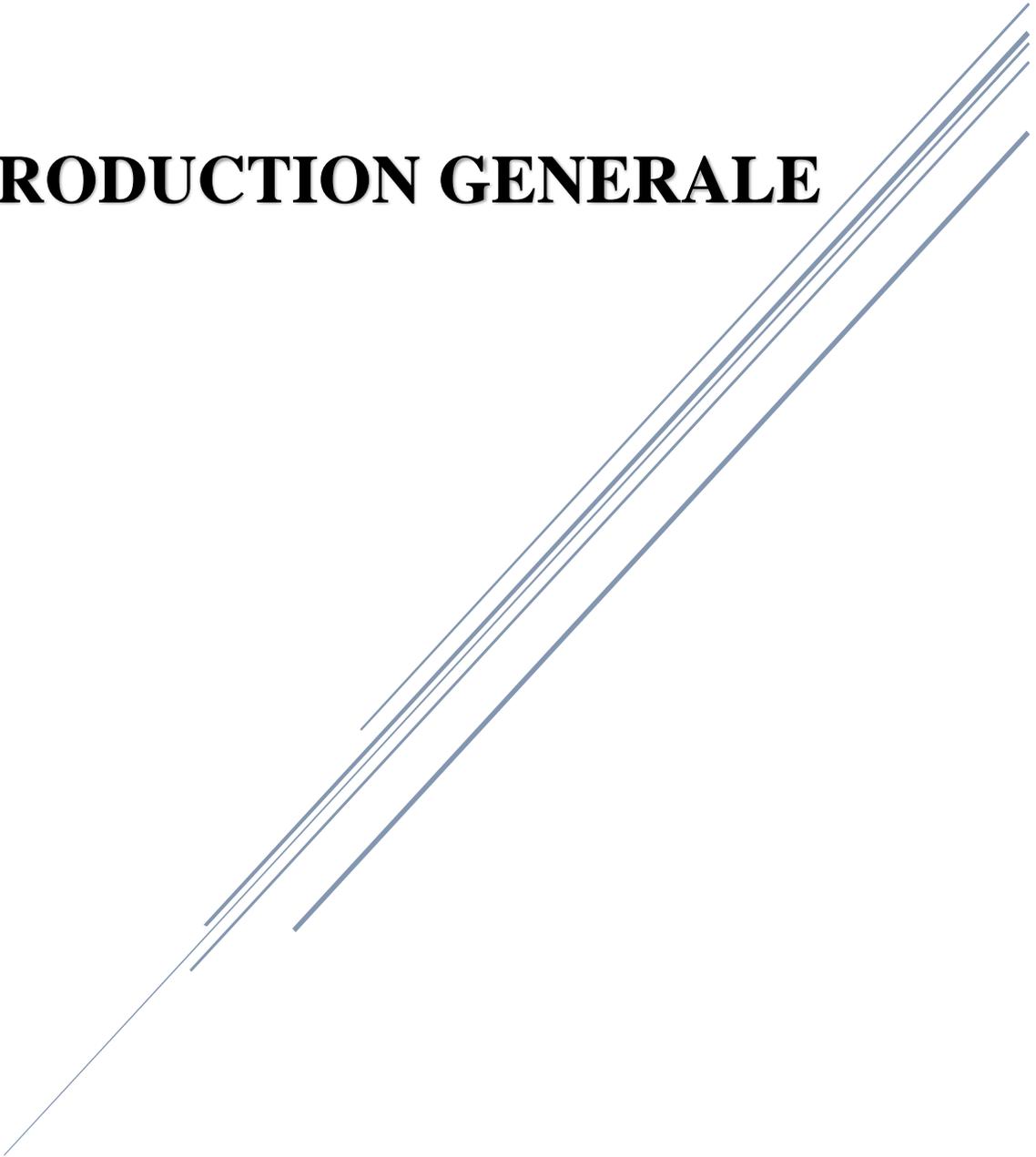
IPI : indice de pollution intégré

Eh : équivalent-habitant

SNE : Stratégie Nationale de l'Environnement

PNAE-DD : le plan national d'actions pour l'environnement et le développement durable

# **INTRODUCTION GENERALE**



## INTRODUCTION GENERALE

C'est connu que la contamination par les éléments traces métalliques (ETM) présente un problème sérieux qui menace l'environnement du sol en plus la santé humaine. Ces ETM peuvent s'accumuler dans le corps humain directement par inhalation, ingestion et absorption par contact cutané<sup>1,2,3</sup>. Ce phénomène de toxicité du sol est à partir des ETM non biodégradables et non thermodégradables qui ne cesse de continuer de s'agglomérer dans le sol et atteindre des niveaux dangereux de toxicité en raison de l'exposition à long terme des eaux usées<sup>4,5</sup>.

Pour évaluer l'impact d'un métal lourd dans l'environnement, la seule présence n'est pas suffisante. Cet impact est potentiel si le métal donné se trouve à des niveaux de concentrations anormalement élevées par rapport au fond géochimique<sup>6</sup>. C'est pourquoi bien connaître le fond géochimique est essentiel pour déterminer la contamination en métaux lourds causée par l'activité minière<sup>7</sup>.

En raison de leurs différentes caractéristiques spécifiques, les ETM ont été largement utilisés dans les nouvelles technologies (métallurgiques et électroniques). Par conséquence, leurs sources anthropiques sont vastes et leur introduction est plutôt récente dans l'environnement<sup>8</sup>.

---

<sup>1</sup> E. De Miguel, I. Irribarren, E. Chacón, A. Ordoñez, S. **2007**. Charlesworth, Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain), *Chemosphere* 66: 505–513

<sup>2</sup> E. De Miguel, M.J. de Grado, J.F. Llamas, A. Martín-Dorado, L.F. Mazadiego, **1998**. The overlooked contribution of compost application to the trace elements load in the urban soils of Madrid (Spain), *Science of the Total Environment* 215: 113–122.

<sup>3</sup> L. Ferreira-Baptista, E. De Miguel, **2005**. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: a tropical urban environment, *Atmospheric Environment* 39: 4501–4512.

<sup>4</sup> Bohn, H.L., McNeal, B.L., OConnor, A.G., **1985**. *Soil Chemistry*, second ed. Wiley-Inter Science Publications, New York, USA.

<sup>5</sup> Kirpichtchikova, T.A., Manceau, A., Spadini, L., Panfili, F., Marcus, M.A., Jacquet, T., **2006**. Speciation and solubility of heavy metals in contaminated soil using X-ray microfluorescence, EXAFS spectroscopy, chemical extraction, and thermodynamic modeling. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 70, 2163–2190.

<sup>6</sup> Alloway, B.J. et Ayres, D.C., **1997**. *Chemical Principles of Environmental Pollution*. Blackie Academic and Profesional, an imprint of Chapman and Hall, London, p394.

<sup>7</sup> Runnels, D.D., Sheperd, T.A. et Angino, E.E., **1992**. Metals in water, determining natural background concentrations in mineralized areas. *Environmental Science and Technology*, 26(12): 2316-2323.

<sup>8</sup> Callender, E., **2003**. *Heavy Metals in the Environment-Historical Trends*. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry*. Treatise on Geochemistry. Elsevier-Pergamon, Oxford, p. 67-105.

Parmi les ETM réglementés nous mentionnons : le plomb (Pb), le mercure (Hg), l'arsenic (As), le cadmium (Cd) et le nickel (Ni). Ils proviennent principalement d'activités industrielles (métallurgie, chimie, procédés, ...), mais aussi pour certains du chauffage résidentiel et du trafic routier (véhicules diesel catalysés) et de sources anthropiques. Parmi les sources anthropiques de ETM; nous pouvons signaler l'activité minière, l'industrie métallurgique et sidérurgique, les engrais et pesticides appliqués dans la culture des sols, les incinérateurs et cendres d'incinération des déchets, les déchets médicaux, les déchetteries de villes, les émissions des usines et moteur à explosion, les effluents des égouts et boues d'épuration<sup>9,10,11</sup>. Toutefois, il semble que la source anthropique principale de ETM pour l'environnement est celle produite par les émissions du trafic (particules d'échappement des véhicules, particules d'usure des pneus, particules de la chaussée patinées, particules d'usure des freins), les émissions industrielles (centrales, combustion du charbon, industrie métallurgique, automobile), émissions domestiques, intempéries du bâtiment et de la surface de la chaussée, dépôts atmosphériques, etc<sup>12</sup>.

Les études et la protection de l'environnement en ALGERIE n'ont jusqu'ici pas été très abondantes, À partir des années 2000, l'État a donc décidé de réagir et d'investir dans le développement durable afin de tenter de mettre fin au processus de dégradation de l'environnement. Cette volonté est également une conséquence des engagements pris par l'ALGERIE envers la Communauté internationale qui impose notamment de traduire dans sa législation nationale les dispositions contraignantes des conventions et protocoles internationaux auxquels le pays a adhéré. La concrétisation de cette intention a été réalisée, dans un premier temps par l'adoption de la Stratégie Nationale de l'Environnement (SNE 2001-2011). Les deux principaux outils de cette stratégie sont la loi portant sur la protection de l'environnement et du développement durable promulguée en 2001 et le plan national d'actions pour l'environnement et le développement durable, PNAE-DD<sup>12</sup>.

---

<sup>9</sup> Cotran, R.S., Kumar, V. et Robbins, S.L., **1990**. *Patologia ambiental, Patologia Estructural y Funcional. Interamericana-Mc Graw-Hill, Madrid*, p 499-546.

<sup>10</sup> Fergusson, J.E., **1990**. *The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects*, 1. Pergamon Press, Oxford, p 614.

<sup>11</sup> Alloway, B.J. et Ayres, D.C., **1997**. *Chemical Principles of Environmental Pollution*. Blackie Academic and Profesional, an imprint of Chapman and Hall, London, p 394

<sup>12</sup> Belkacem Ouchene and Aurora Moroncini, **2018**. *De l'économie socialiste à l'économie de marché : l'Algérie face à ses problèmes écologiques*, VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement. 18 (2).

Le ministère de l'Energie a annoncé le 26 septembre 2020, dans un communiqué, la suppression à compter de 2021 de la commercialisation de l'essence super avec plomb au niveau des stations-services, précisant que ce carburant est "nuisible à l'environnement"<sup>13</sup>.

La pollution du sol par les conditions environnementales générées par les émissions du trafic reste donc un problème très sérieux dans toute l'ALGERIE, en particulier à CONSTANTINE. En relation avec cette problématique, cette étude tentera d'apporter une meilleure connaissance sur le sol de CONSTANTINE, les contaminants et les sources de contamination.

Notre travail comprend deux parties:

La première partie est consacrée à une synthèse bibliographique divisée en trois chapitres. Le premier concernant une étude générale sur le sol et la pollution des sols et le deuxième chapitre comprend des généralités sur les ETM à savoir : les caractéristiques, les propriétés physico-chimiques, l'origine, toxicité, méthodes de détection et évaluation de la pollution.

Le troisième chapitre décrit la région étudiée, un aperçu sur leur site géographique et climatique, ainsi la topographie, la population et les ressources naturelles et humaines.

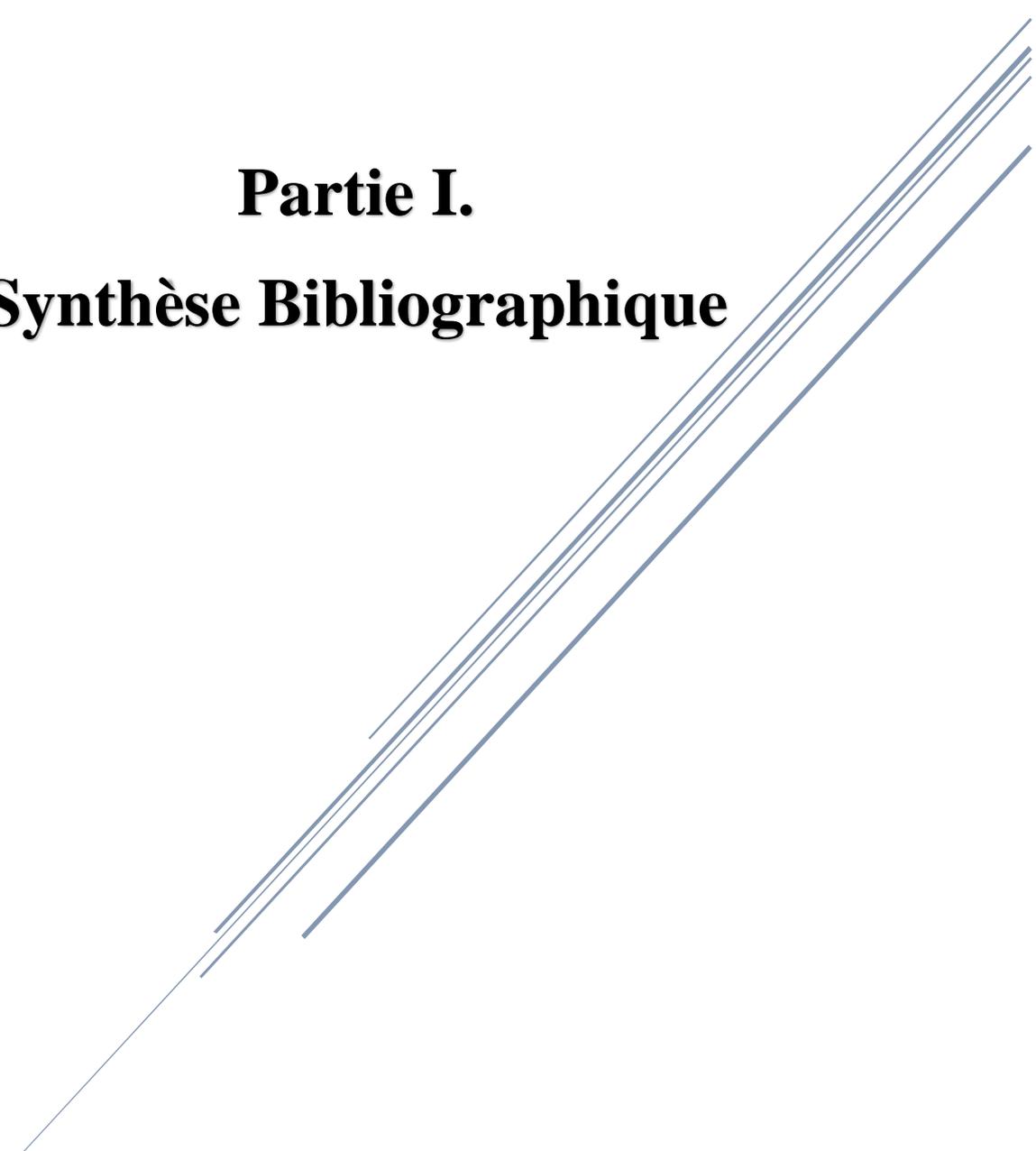
La deuxième partie est composée de deux chapitres. Le premier chapitre est réservé pour la description de matériel et méthodes utilisés pour la caractérisation et le dosage des ETM. Le chapitre qui suit, expose les résultats, interprétation des analyses physico-chimiques du sol, le dosage des métaux lourds par spectrométrie d'absorption atomique et l'évaluation par l'indice de géo-accumulation (I<sub>géo</sub>) ; indices de pollution (IP) et indices de pollution intégrés (IPI).

Finalement, ce travail sera terminé par une conclusion générale et des perspectives.

---

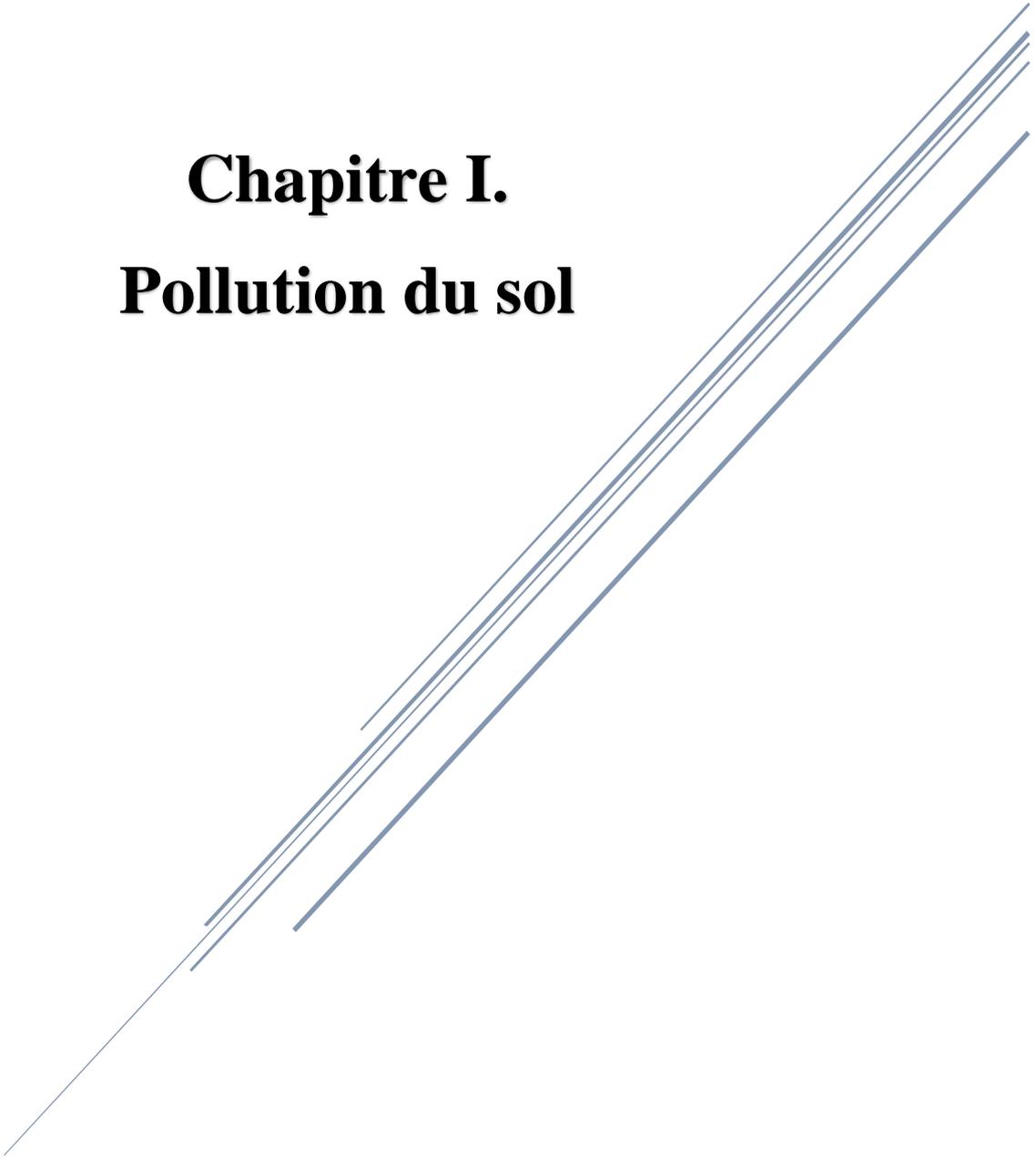
<sup>13</sup> APS (Algérie presse service). 28 septembre 2020.

**Partie I.**  
**Synthèse Bibliographique**



# **Chapitre I.**

## **Pollution du sol**



## I. La pollution

### I.1. Définition

La définition la plus précise du terme de pollution a été donné par le 1<sup>er</sup> rapport du conseil sur la qualité de l'environnement de la Maison Blanche 1965 :

« La pollution est une modification défavorable du milieu naturel qui apparaît en totalité ou en partie comme un sous-produit de l'action humaine, au travers des effets directs ou indirects altérant les critères de :

- Répartition des flux de l'énergie.
- Répartition physico-chimique du milieu naturel
- Niveaux de radiation.
- L'abondance des espèces vivantes.

Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou au travers des ressources agricoles, en eau et en produits biologique. Elles peuvent aussi affecter en altérant les objets physiques qu'il possède ou les possibilités récréatives du milieu»<sup>1</sup>.

En conclusion, la pollution désigne l'accumulation d'un composé en quantité telle qu'il peut induire un danger pour les organismes vivants ou compromettre l'usage qui est habituellement fait du milieu récepteur<sup>2</sup>.

### I.2. Polluant

Tout altérage physique, chimique ou biologique qui est à l'origine d'une altération de la qualité de l'environnement et/ou des effets délétères sur les organismes, même s'ils y sont présents à des niveaux inférieurs au seuil de nocivité<sup>3</sup>.

---

<sup>1</sup> Premier rapport du conseil sur la qualité de l'environnement de la maison blanche, 1965. In Ramade F, 2002-dictionnaire encyclopédique de l'écologie et de science de l'environnement. Ed, EDISCIENCE Internationale, p : 651.

<sup>2</sup> X. Zhang, F. Lin, M. Wong, X. Feng, K. Wang, 2009. Identification of soil heavy metal sources from anthropogenic activities and pollution assessment of Fuyang County, China, *Environmental Monitoring and Assessment* 154: 439–449.

<sup>3</sup> Bodin N, *Origine et devenir des polluants organiques persistants (POP) dans les écosystèmes marins*. IRD – UMR 212 EME.

### I.3. Classification de la pollution

La pollution peut être classée à partir de nombreux critères (Tableau I.1). On peut grouper les agents de la pollution selon leur nature (chimique, physique, biologique...), de façon écologique ou d'un point de vue anthropogénique et considéré le milieu ou la matière par laquelle ils contaminent l'organisme<sup>4,5</sup>.

**Tableau I. 1. Classification de la pollution<sup>6</sup>**

<b>I.3.1. Pollution physique</b>	-rayonnement			
	-pollution thermique			
-bruit et vibration à basse fréquence (infrasons)				
<b>I.3.2. Pollution chimique</b>		<b>Atmosphère</b>	<b>Eau</b>	<b>Sol</b>
	Dérivés gazeux du carbone et hydrocarbures liquides	+	+	+
	Détersifs		+	+
	Matières plastiques	+	+	+
	Pesticides et autres composés organiques de synthèse	+	+	+
	Dérivés de soufre	+	+	+
	Dérivés de l'azote	+	+	+
	Métaux lourds	+	+	+
	Fluorures	+	+	+
	Articles solides (aérosols)	+		+
	Matières organiques fermentescibles		+	
<b>I.3.3. Pollution biologique</b>	-contamination microbiologique des milieux inhalés et ingérés (bactéries et virus)			
-modification des biocénoses pour introduction intempestives d'espèces animales ou végétales.				

<sup>4</sup> UDC Consortium. *Classification décimale universelle*, Index. p230-231

<sup>5</sup> Md. Saiful Islam, Ram Proshad, Mohammad Asadul Haque, Md. Fazlul Hoque, Md. Shahin Hossin & Md. Nazirul Islam Sarker., **2018**. Assessment of heavy metals in foods around the industrial areas: health hazard inference in Bangladesh Geocarto International, 35 (3) : 280-295

<sup>6</sup> Ramade F, **1993**. *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et de science de l'environnement*. Ed, EDISCIENCE Internationale, Paris, 153

## II. Le sol

### II.1. Définitions

Le sol est défini comme la couche supérieure de la croûte terrestre composée de particules minérales, de matières organiques, d'eau, d'air et d'organismes<sup>7</sup>.

Cependant 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<sup>8</sup>.

Le sol est composé de constituants minéraux et organiques, d'eau et de gaz. Les constituants minéraux se divisent en deux catégories : des minéraux primaires résultant directement de la désagrégation de la roche mère, et des minéraux secondaires néoformés. Les matières organiques du sol, quant à elles, se composent d'une fraction organique vivante (flore du sol, faune et racines végétales) de taille grossière (20 mm), non évoluée et d'une fraction organique morte (des résidus d'origine animale et végétale) en perpétuelle évolution, composées de substances humiques (acides humiques, fulviques et humine se distinguant principalement par leur solubilité en fonction de la méthode d'extraction) et de biomolécules issus d'organismes non transformées (polysaccharides)<sup>9</sup>.

L'ensemble de ces constituants s'agrègent de façon plus ou moins stable et forment ainsi des structures poreuses dans lesquelles circulent la solution du sol et les phases gazeuses et également les éléments dissous et les particules les plus fines des sols (colloïdes, matières en suspension particulières).

Le changement de l'occupation des sols entraîne des modifications sur les propriétés physiques et chimiques (de matières organiques, pH, potentiel redox), hydriques (infiltrabilité, écoulements préférentiels, drainage du sol), et biologiques (activité de la micro, meso et macro faune et flore du sol)<sup>10</sup>.

---

<sup>7</sup> NF ISO 15799 (X31-603), **2004**. Qualité du sols—Lignes directrices relatives à la caractérisation écotoxicologique des sols et des matériaux du sol

<sup>8</sup> Loska, K., Wiechula, D., Korus, I., **2004**. Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment International* 30, 159-165.

<sup>9</sup> Mirsal, IA. **2008**. *Soil pollution*, 2nd ed. Springer, Berlin

<sup>10</sup> M. K. Andersen, K. Raulund Rasmussen, H. C.B. Hansen, B. W. Strobel, **2002**. Distribution and fractionation of heavy metals in pairs of arable and afforested soils in Denmark. *European Journal of Soil Science* 53:491-502

Le sol assure ainsi des fonctions de transformation, de transfert et d'accumulation, tout en pouvant aussi subir des modifications importantes et rapides d'origine naturelle ou anthropique ; dégradation, érosion, changement d'usage... c'est pour cela qu'il est considéré comme un réacteur biogéochimique complexe (multiphasique, interactif)<sup>11</sup>.

### II.2. Constituants du sol

Le sol est considéré comme un milieu poreux tri phasique rempli partiellement d'eau (phase liquide) et d'air, ou de vapeur d'eau (phase gazeuse) (Figure I.1). La phase solide est constituée des particules minérales agrégées de différentes tailles. C'est un milieu poreux dont la phase solide, constituée par des minéraux et des composés organiques, forme des assemblages plus ou moins volumineux et donne au sol sa structure.

Cette phase solide n'est pas continue et délimite un espace poral de dimensions variés et de géométrie complexe. Cette caractéristique explique la présence de phases fluides, liquide et gazeuse, susceptibles de se déplacer et donner lieu à des flux de matières<sup>12</sup>.

Les différentes proportions des différentes tailles de particules d'un sol en déterminent sa texture. Comme tout système ouvert, il subit nombres d'échanges de matière et d'énergie avec l'atmosphère, la biosphère et l'hydrosphère. Les sols sont également considérés comme des milieux chimiquement réactifs où toutes les phases sont en équilibre.

---

<sup>11</sup> F. Li, Z. Fan, P. Xiao, O. Kokyo, X. Ma, W. Hou, **2009**. Contamination, chemical speciation and vertical distribution of heavy metals in soils of an old and large industrial zone in Northeast China, *Environmental Geology* 57: 1815–1823.

<sup>12</sup> Alloway, B.J., **1995b**. Cadmium. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow, pp. 122-151.

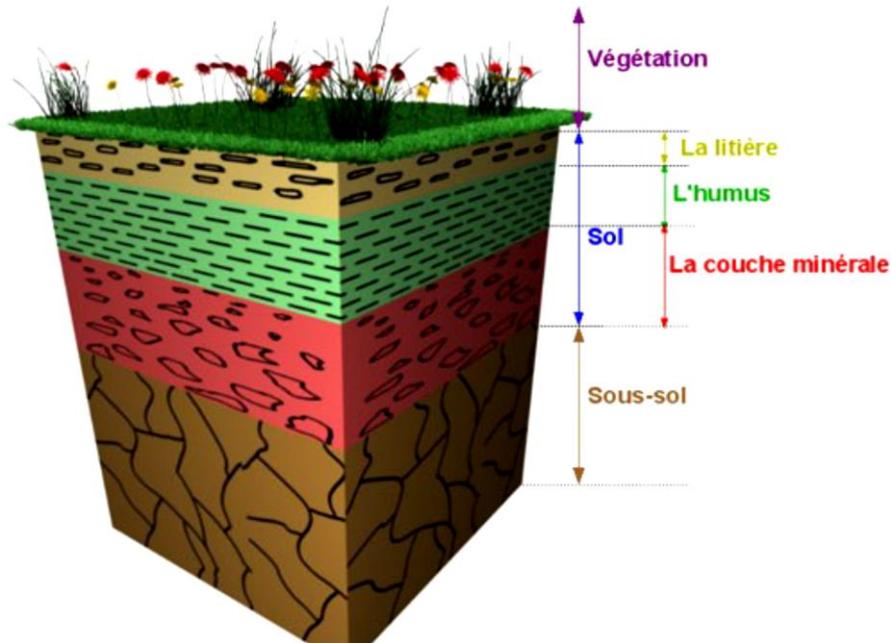


Figure I. 1. Schéma d'une coupe de sol<sup>13</sup>.

La texture du sol est donc définie par une analyse de la distribution de taille de particules par différentes méthodes représentatives. En général, les méthodes sont utilisées pour séparer les particules de sol en trois différentes classes : sable, limon et argile.

La classification donnée par le Département d'Agriculture des États-Unis (USDA) est montrée dans le Tableau I.2.

Tableau I. 2. Classification texturale USDA par classes de tailles de grains<sup>14</sup>.

Matériau (Texture)	Diamètre minimal	Diamètre maximal
Cailloux, galets	20 mm	200 mm
Graviers, gravillons	2 mm	20 mm
Sable grossier	0,5 mm	2 mm
Sable moyen	250 µm	500 µm
Sable fin	100 µm	250 µm
Sable très	50 µm	100 µm
Limon (moyen, grossier)	20 µm	50 µm
Limon fin (Silt)	2 µm	20 µm
Argile	0	2 µm

<sup>13</sup> Raoul Calvet. 2003. *Le sol : propriétés et fonctions. Tome 1: Constitution et structure, phénomènes aux interfaces*. Editions France Agricole/ Dunod, pp : 82-86,96,142,143,393,456,511.

<sup>14</sup> Guymon, G.L., 1994. *Unsaturated Zone Hydrology*. Prentice Hall, Englewood Cliffs. p 210

Le sol est aussi classé en fonction de la proportion des grains appartenant aux trois classes principales qui sont représentées sous forme de triangle (Figure I.2).

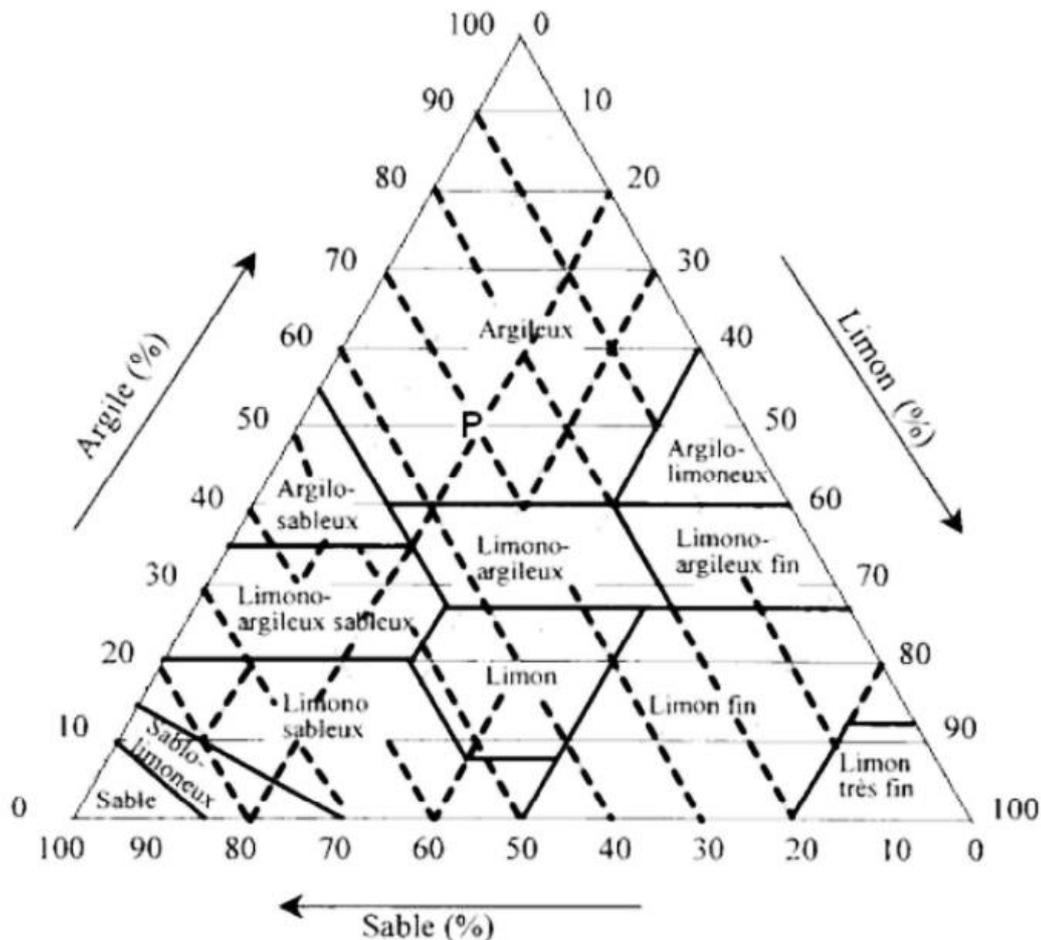


Figure I.2. Triangle des textures selon USDA<sup>15,16</sup>.

L'arrangement des particules définit la structure du sol ; contrairement à la texture, elle est une caractéristique "dynamique" du sol, dans le temps et l'espace. Elle ne peut pas être classée en fonction d'une propriété physique simple. La structure, combinée à la matière organique, permet de définir la matrice poreuse caractéristique du réseau poral au travers duquel se feront les mouvements de fluides.

Les sols sont composés d'un ensemble de particules solides, de tailles, de formes et de natures diverses, formant ce que l'on appelle la matrice. La répartition en taille de ces particules

<sup>15</sup> Clapp, R.B. et Hornberger, M., 1978. Empirical equations for some soil hydraulic properties, *Water Resources Research* 14(4): 601-604.

<sup>16</sup> Morel-Seytoux, Kluwer., 1989. *Nato Advanced Research Workshop*, 1988, Arles (France) *Unsaturated Flow in Hydrologic Modeling, Theory and Practice* éd., Academic Publishers.p.531.

permet de déterminer la texture (ou granulométrie) du sol. Les particules de la matrice ne pouvant s'imbriquer parfaitement les unes dans les autres, le sol va nécessairement contenir une certaine proportion volumique de pores nommée porosité. Les pores peuvent être remplis par un fluide, généralement de l'eau ou de l'air.

La texture et son complémentaire, la porosité (le volume de vides laissés par les particules), agissent sur les propriétés physiques du sol (structure, aération, rétention de l'eau) :

- les sols sableux sont « perméables » et « filtrants » : la grosseur des particules de sable et les grands espaces qui les séparent favorisent la pénétration de l'eau et de l'air mais retiennent peu l'eau. Les sols sableux s'agglomèrent difficilement en motte ce qui les rend légers et faciles d'accès aux racines mais aussi sensibles à l'érosion.
- les sols limoneux sont « battants » et « asphyxiants » : leurs particules fines laissent peu d'espace, ce qui conduit le sol à se tasser sous l'effet de la pluie et à retenir l'eau qui ne s'infiltré pas en profondeur provoquant la suffocation des racines
- les sols argileux sont imperméables : leurs fines particules agissent comme une colle qui empêche l'infiltration de l'eau.

### II.2.1. La phase solide du sol

La phase solide représente entre un demi et deux tiers du volume du sol. En général, 90% du solide est formé par des composants inorganiques. L'une des exceptions sont les sols tourbes qui contiennent plus de 50 % de matière organique. Les deux principaux éléments composant les sols sont : l'oxygène et la silice. Du point de vue minéralogique les constituants solides du sol peuvent être classés en deux groupes : les minéraux primaires et les minéraux secondaires. Les minéraux primaires sont les silicates qui apparaissent dans les sols par désintégration physique des roches, avec comme représentants dominants les minéraux sableux.

Les minéraux secondaires sont le résultat de l'altération des silicates primaires.

Les principaux représentants de minéraux secondaire sont les minéraux argileux, les oxydes et hydroxydes et les carbonates<sup>17</sup>. On pourrait considérer les organismes vivants du sol comme une partie de la phase solide, puisqu'ils ne sont ni gazeux ni liquides<sup>18</sup>. On distingue deux fractions dans le sol :

---

<sup>17</sup> Sposito, G., 1989. *The chemistry of soil*, New York : Oxford University Press Inc., p 277.

<sup>18</sup> Calvet, R., 2000. *Le sol propriétés et fonctions, constitution et structure, phénomènes aux interfaces*. Tome 1. Edition France Agricole. Paris (France), 83-90

## II.2.1.1. Fraction minérale

Le sol possède une phase solide qui est constituée de fragments des minéraux composant la terre fine (< 2mm) et de la matière organique. La partie minérale provient de la désagrégation physique et de l'altération chimique de la roche-mère. Les minéraux du sol peuvent être séparés par une analyse granulométrique recelant une fraction entre 2mm et 50 $\mu$ m (sables), une fraction entre 2 et 50 $\mu$ m (limons) et la fraction inférieure à 2 $\mu$ m (argiles).

Les deux premières catégories sont relativement inertes contrairement aux argiles qui possèdent des surfaces spécifiques énormes<sup>19</sup>.

Les constituants minéraux du sol sont issus de la dégradation des roches. Cette dégradation se fait par désagrégation mécanique qui donne des fragments, et par altération chimique qui produit des ions solubles (cations alcalins et alcalino-terreux, silicates,...), des gels colloïdaux, des argiles et autres constituants cristallins ou amorphes (oxyhydroxydes de fer, d'aluminium, de manganèse et de silicium)<sup>20</sup>.

Les minéraux constituent, en général, de 95 à 99% du sol. La composition minérale dépend de la nature de la roche-mère. La nature des minéraux peut être extrêmement diverse avec des tailles granulométriques différentes<sup>21</sup>:

- Sable ( $\varnothing = 2000$  à  $50 \mu\text{m}$ )
- Limon ( $\varnothing = 2$  à  $50\mu\text{m}$ )
- Argile granulométrique ( $\varnothing < 2\mu\text{m}$ )

La texture d'un sol correspond à la répartition des minéraux par catégorie de grosseur, indépendamment de la nature et de la composition de ces minéraux. Les sols sont classés suivant leurs proportions relatives en particules argileuses, limoneuses et sableuses<sup>22</sup>.

---

<sup>19</sup> Ksiezopolska, A., **2002**. Physico-chemical characterization of organic-mineral complexes. *World Congress of Soil Science*. 17: 14-21.

<sup>20</sup> Flogeac, K., **2004**. *Etude de la capacité de rétention de produits phytosanitaire par deux solides modèles des sols. Influence de la présence des cations métalliques*. Thèse doctorat (université de Reims Champagne-Ardenne). Chapitre 1 (p10-20).

<sup>21</sup> Quénéa, K., **2004**. *Etude structurale et dynamique des fractions lipidiques et organiques réfractaires de sols d'une chronoséquence forêt/maïs (CESTAS, Sud-ouest de la France)*. Thèse de Doctorat. Université de Paris 6 (France).

<sup>22</sup> Atlas, R.M. et Bartha, R., **1992**. *Microbial ecology*. Fundamentals and applications. 3<sup>rd</sup> edition. The Benjamin/Cummings Publishing Company. San Francisco, California (USA), p 563.

### II.2.1.1.1. Minéraux argileux

En minéralogie, les argiles sont définies comme des roches composées principalement par les phyllosilicates d'aluminium, plus ou moins hydratés. Les argiles se présentent sur les formes de feuillets, de lattes et d'aiguilles. Elles sont constituées de couches d'octaèdres «O»  $\text{Al}(\text{OH})_6$  et de couches de tétraèdres « T »  $\text{SiO}_4$  reliées par les atomes O et OH mis en commun. D'après la structure du feuillet, on distingue principalement les argiles T/O (1 couche tétraédrique +1 couche octaédrique) et les argiles 2T/O (2 tétraédriques pour 1 octaédrique)<sup>23</sup>. Des exemples de minéraux argileux sont la kaolinite (T/O)  $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$  et l'illite  $\text{K}1-1,5\text{Al}_4(\text{Si},\text{Al})_8\text{O}_{20}(\text{OH})_4$  (2T/O).

Trois propriétés principales caractérisent les argiles :

- Leur forme et leur surface spécifique,
- Leur capacité d'adsorption d'eau et de gonflement ainsi que
- Leur capacité d'échange cationique.

Les argiles ont, grâce à leur fine taille, une grande surface spécifique par rapport au volume des particules. La surface spécifique peut varier de  $15 \text{ m}^2/\text{g}$  pour la kaolinite à  $800 \text{ m}^2/\text{g}$  de smectite<sup>23</sup>. Certaines argiles ont la capacité d'incorporer des molécules d'eau dans leur structure (c'est par exemple le cas de la smectite), cette eau modifiant la dimension de la couche en provoquant son gonflement.

L'incorporation d'eau est réversible à la pression atmosphérique et dépend de la température et de la pression de vapeur. Plus l'air est humide, plus l'argile pourra incorporer de l'eau. La réactivité des argiles dépend très fortement de la charge de surface. La charge de surface peut être majoritairement soit fixe (ex. illite), soit variable (ex. kaolinite).

A contrario, si la charge de surface est liée à l'adsorption d'un ion sur la surface, elle varie selon le pH du milieu : on parle alors de charge de surface variable<sup>24</sup>.

Les surfaces avec la charge variable à pH très acide se caractérisent par une charge positive et à pH basique, par une charge négative. Par exemple, la charge négative est compensée par les cations hydratés échangeables situés entre et sur la surface des feuillets d'argile.

Cette propriété rend possible la rétention par échange des cations métalliques en solution, en fonction de leur affinité avec l'argile, on parle alors d'échange cationique<sup>25</sup>. Les capacités d'échange cationique peuvent varier selon l'argile de 1 à 200 meq par 100 g<sup>26</sup> .., w<<wxc v

---

<sup>23</sup> Alloway, B.J., 1992. *Heavy metals in soil*. B.J. Alloway Eds, p 339.

<sup>24</sup> Li, L.Y., Li, R.S., 2000. The role of clay minerals and the effect of  $\text{H}^+$  ions on removal of heavy metal ( $\text{Pb}^{2+}$ ) from contaminated soils. *Can. Geotech.* 37(2): 296-307.

Les argiles sont des hydroaluminosilicates constitués en couches ; ils sont réactifs et peuvent gonfler par ajout de molécules d'eau dans leur structure. Ils sont en général caractérisés par des particules de petites dimensions. Les argiles peuvent fixer des cations qui sont faiblement liés à la surface ou entre les couches des structures aluminosilicates.

Leur structure cristalline conditionne leurs propriétés chimiques. Elles sont constituées d'une superposition de feuillets de 7 à 10 Å d'épaisseur. Ces feuillets sont composés de couches de tétraèdres  $\text{SiO}_4$  (couches T) et de couches d'octaèdres  $\text{AlO}_6$  (couches O) en alternance. Ils sont séparés par des espaces interfoliaires dans lesquels se placent divers cations. Quatre ions principaux forment la trame structurale des feuillets :  $\text{Si}^{4+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{O}^{2-}$  et  $\text{OH}^-$ <sup>27</sup>.

### ✚ Les différentes argiles

Les différentes argiles (illites, smectites, kaolinites,...) se distinguent par la structure et la composition chimique des feuillets et par les espaces interfoliaires qui varient : espacement et nature des éléments intercalés (eau, cations divers tels que  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ )<sup>20</sup>.

### ✚ Propriétés des argiles

Du fait de leurs propriétés physico-chimiques, les argiles jouent un rôle fondamental dans les processus intervenant dans les sols. Ces propriétés résultent à la fois des caractéristiques intrinsèques aux argiles (composition chimique, structure et morphologie) et des conditions physico-chimiques dans lesquelles elles se trouvent<sup>20</sup>.

La structure des argiles conduit aux caractéristiques et propriétés générales suivantes :

- Très grande surface spécifique<sup>27</sup>.
- La présence de charges électriques qui conditionne la réactivité physico-chimique des constituants avec les ions en solution ou d'autres constituants (molécules organiques ionisables)<sup>20</sup>.
- Les argiles apportent une contribution importante à l'effet tampon du sol et, comme elles stockent les cations des substances nutritives ( $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  et  $\text{Ca}^{2+}$ ), elles ont en outre une action déterminante sur sa fertilité<sup>27</sup>.
- Les minéraux argileux peuvent fixer puis larguer des cations métalliques. Leur capacité d'échange cationique dépend du type d'argile : elle est relativement faible

---

<sup>25</sup> Y. Lu, Z. Gong, G. Zhang, W. Burghardt, **2003**. Concentrations and chemical speciations of Cu, Zn, Pb and Cr of urban soils in Nanjing, China, *Geoderma*. 115: 101–111.

<sup>26</sup> Drever, J.I., **1988**. *The geochemistry of natural waters*, Prentice Hall, Inc.p 437.

<sup>27</sup> Bliefert, C., Perraud, R., **2001**. *Chimie de l'environnement Air-Eau-Sols, déchets*. Edition, Paris ; Bruxelles : De Boeck université. Chapitre 21 (p 343-350) et chapitre 22 (p 359-360).

pour les illites et la kaolinite (3-40 méq/100g) mais importante pour les smectites (70-130 méq /100g)<sup>28</sup>.

### II.2.1.1.2. Minéraux sableux

Les minéraux de silice sont les composés inorganiques les plus abondants dans les milieux naturels. Ils sont basés sur l'anion silicate qui a une structure tétraédrique.

Les principaux représentants de ces minéraux sont le quartz et le feldspath. Ils font partie de la fraction la plus grossière où la taille des particules varie de 50µm à 2mm, dans les sols, les sables constituent le plus souvent un support inerte, contenant tout au plus une réserve minérale, non utilisable par les plantes de façon immédiate<sup>29</sup>.

### II.2.1.2. La fraction organique

La fraction organique du sol comprend tous les composés organiques simples ou complexes, isolés ou bien associés entre eux dans des ensembles vivants ou non vivants.

Ils peuvent être classifiés en quatre catégories : les organismes vivants constituant la biomasse; les organismes morts en voie de dégradation ; les composés organiques des chaînes réactionnelles de la minéralisation et les substances humiques<sup>30</sup>.

Le sol est un habitat généralement favorable à la prolifération des microorganismes, leur nombre est supérieur à celui trouvé dans les eaux douces ou marines : la population microbienne s'élève à des valeurs comprises entre  $10^6$  et  $10^9$  bactéries par gramme de sol<sup>31</sup>. Leur abondance et leur nature dépendent du type de sol, de la végétation, du climat et des diverses actions anthropiques et de leurs variations<sup>18</sup>.

La profondeur est une variable écologique qui affecte significativement la survie des microorganismes. Dans les zones tempérées, si une grande partie d'entre eux se concentre

---

<sup>28</sup> Roussel, T., 2001. *Etude expérimentale et modélisation de la propagation d'une onde de concentration alcaline issue d'une matrice cimentière à travers l'argilite du site du Laboratoire Meuse Haute-Marne*. Thèse (docteur de l'INPL). Chapitre 2.

<sup>29</sup> Sposito, G., 1989. *The chemistry of soil*, New York : Oxford University Press Inc., p 277.

<sup>30</sup> Stevenson, F.J., 1994. *Humus Chemistry – Genesis, composition, Reactions*. John Wiley & sons, INC., new York, 2nd edition, p 496

<sup>31</sup> Artiola-Fortuny, J. et Fuller, W.H., 1982. Adsorption of some mono-hydroxybenzene derivatives by soils. *Soil Science*. 133: 218-227

dans le premier mètre de la couche superficielle, ce sont en fait les premiers centimètres qui en contiennent le plus grand nombre (Tableau I. 2).<sup>18</sup>

Les bactéries et les champignons constituent les microorganismes les plus représentés dans les sols où ils sont les principaux responsables de la minéralisation des matières organiques<sup>21</sup> Ils participent aussi à un processus appelé humification qui conduit à la formation de l'humus qui est un composé complexe et majeur du cycle de la matière organique tellurique et de la fertilité du sol<sup>32</sup>.

La microflore du sol recouvre aussi une grande diversité physiologique et écologique, ainsi coexistent des micro-organismes hétérotrophes et autotrophes, aérobies et anaérobies. Il faudrait, pour compléter le panorama de la microflore des sols, rajouter les lichens surtout en surface du sol, les champignons mycorhiziens qui vivent en symbiose avec les racines et les virus qui sont particulièrement mal connus.

Les espèces appartenant à la microflore et la microfaune sont particulièrement diversifiées et l'on peut estimer que moins de 10% des espèces sont connues, le sol constitue donc une réserve génétique importante pouvant être affectée par des pollutions organiques ou métalliques<sup>33,34</sup>.

La matière organique des sols résultant de la biodégradation et de la décomposition chimique des plantes et animaux morts au niveau des sols est appelée humus<sup>35</sup>.

La matière organique totale peut se diviser en plusieurs catégories :

- Les organismes vivants constituant la biomasse (racines, faune du sol, microorganisme...),
- Les composés en voie de dégradation (cellulose, hémicellulose, lignine, protéines,...),
- Les substances humiques. Les sols agricoles en contiennent normalement 1 à 2%, les sols noirs de 2 à 7 %, les prairies 10% et les sols marécageux de 10 à 20 %<sup>27</sup>.

---

<sup>32</sup> Paul, E.A., et Clark, F.E., **1996**. *Soil microbiology and biochemistry*. 2nd edition. Academic Press. San Diego, California (USA), p 340

<sup>33</sup> Robert, M., **1996**. *Le sol : Interface dans l'environnement, ressource pour le développement*. Paris : Masson. p 244.

<sup>34</sup> Stengel, P., Gelin, S., Coord., **1998**. *Sol : interface fragile*, Institut National de La Recherche Agronomique)

<sup>35</sup> Atteia, O., 2005. *Chimie et pollutions des eaux souterraines*. Editions TEC & doc, Lavoisier. Chapitre 2 (p 18-19).

### II.2.1.2.1. Les organismes vivants

Bien que très petits, les micro-organismes vivants ont une importance dans le sol qui est de loin supérieure à leur taille. Ils décomposent les résidus animaux, synthétisent l'humus et les aliments de cycles tels que le carbone et l'azote. Les sous-produits chimiques des réactions microbiennes lient ensemble les particules du sol sous forme d'agrégats stables résistant à l'érosion.

L'activité biologique des organismes vivants du sol contribue à construire et à maintenir la structure du sol et à le garder meuble. Les fourmis, les insectes et les vers de terre par exemple, creusent des tunnels (macropores) qui permettent à l'eau de pénétrer dans le sol et d'y circuler rapidement.

#### Microflore du sol

Le sol constitue un milieu particulièrement favorable à la vie, l'humidité, l'air et les matières organiques diverses permettent le développement et la conservation d'une multitude d'organismes vivants<sup>36</sup>.

La biomasse microbienne joue un rôle primordial dans la décomposition de la matière organique dans les cycles des nombreux éléments nutritifs et dans l'organisation du sol<sup>33</sup>.

On peut considérer la microflore du sol comme étant à la fois transformateur d'espèces appartenant aux groupes suivants : Bactéries, actinomycètes, champignons, algues et protozoaires<sup>37</sup>.

Les sols peuvent contenir de très fortes populations microbiennes. Dans un sol de surface la population bactérienne mesurée au microscope, peut approcher les 10<sup>8</sup> à 10<sup>9</sup> cellules par gramme de poids sec de terre (Tableau I.3).<sup>38</sup>

Les bactéries et les mycètes des sols adoptent des stratégies fonctionnelles différentes.

Les mycètes ont tendance à se développer à la surface des agrégats tandis que les microcolonies bactériennes sont communément associées avec les pores de petite taille<sup>38</sup>.

La communauté microbienne du sol contribue de façon importante au recyclage biogéochimique et aux cycles du carbone, de l'azote, du soufre, du fer et du manganèse.

---

<sup>36</sup> Diehl, R., 1974. *Agriculture générale*. Ed.J.B ,Baillière, Paris, p 396

<sup>37</sup> Dommergues, Y., Angouvent, P., 1977. *La biologie des sols*. 2ème éd, (Presse Universitaire France). Réédition numérique FeniXX, p 144.

<sup>38</sup> Prescott, C.E., Chappell, H.N. and Vesterdal. L., 1999. *Nitrogen turn-over in forest floors of coastal Douglas-fir along a gradient in soil nitrogen capital*. Ecology (In press).

Parce que le sol est essentiellement un milieu oxydé. Si le sol contient des milieux localisés saturée en eau, où la diffusion de l’oxygène est plus lente, les cycles biogéochimiques se déplaceront vers les formes réduites<sup>38</sup>.

**Tableau I. 3.** Nombre relatif et biomasse approximative des micro-organismes telluriques pour un mollisol fertile<sup>39</sup>.

Organismes	Nombre par g	Biomasse (g/m <sup>2</sup> )
Bactéries	10 <sup>8</sup> – 10 <sup>9</sup>	40 – 500
Actinomycètes	10 <sup>7</sup> – 10 <sup>8</sup>	40 – 500
Champignons	10 <sup>5</sup> – 10 <sup>6</sup>	100 – 1500
Micro-algues	10 <sup>4</sup> – 10 <sup>5</sup>	1 – 50

▪ **Bactéries**

Les bactéries sont les microorganismes les plus abondants et métaboliquement les plus actifs du sol. En fonction des propriétés du sol, tous les types physiologiques bactériens sont représentés : autotrophes et hétérotrophes, mésophiles, thermophiles et psychrophiles, aérobies et anaérobies. On estime d’ailleurs que tous les groupes de bactéries connus pourraient être isolés d’un échantillon du sol, si les techniques et les milieux adéquats sont utilisés. Ce qui ne signifie pas que le sol soit le milieu naturel de toutes les bactéries. Par sa nature de milieu ouvert et sensible aux facteurs de l’environnement, le sol est le réceptacle d’apport continu de microorganismes exogènes qui disparaissent ou survivent en situation de dormance, en raison des conditions défavorables d’un milieu qui n’est pas le leur. Mais certains d’entre eux peuvent ponctuellement s’implanter.

Les bactéries du sol sont à dominante GRAM positif, avec comme groupes principaux :

Les Corynébactéries, les Actinomycètes, les Mycobactéries et les Nocardiformes. Les genres les plus communément isolés sont. *Arthrobacter*, *Pseudomonas*, *Achromobacter* et *Bacillus*, dans les couches aérobies alors que les bactéries du genre *Clostridium* sont dominantes dans les conditions anaérobies. Les variations du potentiel nutritionnel du sol favorisent l’apparition de bactéries autotrophes du cycle de l’azote : *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* et du soufre : *Thiobacillus*.

---

<sup>39</sup> Islam, K.R. and Wright, S.R., 2006. *Microbial communities*. In: R.R. Lal (Editor), *Encyclopedia of Soil Science*. CRC Press

### ▪ Les champignons

En général, les champignons du sol forment une biomasse aussi importante que celle des bactéries. Leurs activités métaboliques sont multiples et fondamentales à l'équilibre écologiques des sols, par : leurs interactions avec les systèmes racinaires des plantes, leur aptitude de colonisation et de dégradation des débris organiques de grande taille et des composés de structures complexes. De nombreux travaux indiquent la prédominance de : Mucor, Trichoderma et Aspergillus, alors que Rhizopus, Fusarium, Zygorhynchus, Cephalosporium, Cladosporium et Verticillium sont couramment isolés.

### ▪ Algues et protozoaires

Les algues sont considérées comme relativement peu abondantes dans le sol. Mais leur présence est cependant commune. Les algues du sol incluent des espèces coccoïdes ou filamenteuses.

Les groupes les plus courants sont des Chlorophyceae. Parmi les microorganismes photosynthétiques du sol, les Cyanobactéries sont dominantes dans les sols neutres et alcalins, alors que les algues sont les plus communes dans les sols acides.

Les protozoaires isolés des sols sont variés et se développent dans les zones superficielles humides, au niveau des films d'eau entourant les particules.

#### *II.2.1.2.2. La lignine*

Les matières végétales constituent la principale source de carbone du sol. Certains composés tels que la cellulose ou les hémicelluloses sont facilement décomposables et disparaissent rapidement contrairement aux lignines très résistantes aux attaques fongiques et bactériennes. Très répandue dans certains tissus végétaux, la lignine représente une fraction souvent importante de la masse végétale (18 à 35 % dans les bois, 20 à 30 % dans les pailles)<sup>40</sup>.

#### *II.2.1.2.3. Les substances humiques*

L'humus est le composé final de la dégradation de la matière organique. C'est un composé organique stable à noyaux aromatiques et, comme la lignine, riche en radicaux libres. Il est la source naturelle d'azote la plus importante, et régularise l'agencement du sol en eau, en air et en chaleur<sup>27</sup>.

---

<sup>40</sup> Dridi-Dhaouadi, S., 1997. *Contribution à l'étude du transport des hydrocarbures polycycliques en milieux poreux naturelle saturés : Expérience en colonne et modélisation des processus d'équilibre et des cinétiques d'interactions*. Thèse (docteur de l'INPL). Chapitre 1 (p 13-17) et chapitre 2 (p 46-55).

Il comprend des acides fulviques (solubles en milieu aqueux quelque soit le pH) et humiques (solubles en milieu alcalin), ainsi que l'humine (totalement insoluble quelque soit le pH). Il comprend également des composés de masse moléculaire élevée. L'humus est généralement associé aux minéraux argileux et forme les complexes argilo-humiques qui jouent un rôle essentiel dans la structure du sol, ses propriétés mécaniques, physiques, et chimiques<sup>20</sup>.

Les composant de l'humus consistent en des segments de polymères (de masse molaire de 2000 à 500000 g/mol) de plantes relativement non altérés qui ont été oxydées en acides carboxyliques à un bout ou plus des segments<sup>40,41</sup>.

### II.2.1.3. Oxydes et oxyhydroxydes

Les oxydes et les hydroxydes de fer (goethite :  $\text{FeOOH}$ ), de manganèse (manganite :  $\text{MnOOH}$ ) et d'aluminium ( $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot x\text{H}_2\text{O}$ ), sont les oxydes et les hydroxydes les plus couramment rencontrés dans les sols. Ce sont des minéraux de petite taille, finement dispersés, qui ont tendance à recouvrir d'autres particules de plus grande taille, comme le quartz. De la même manière, comme les argiles, les oxydes et oxyhydroxydes possèdent de grandes surfaces spécifiques : 10 –100  $\text{m}^2/\text{g}$ <sup>42,43</sup>.

L'unité de base des oxydes ou des oxyhydroxydes est un octaèdre  $\text{Fe}(\text{O})_6$  ou  $\text{Fe}(\text{O})_3(\text{OH})_3$ <sup>33</sup>. Ces octaèdres sont assemblés de différentes manières selon les structures. En milieu aqueux, la surface des oxydes peut former des complexes avec l'eau.

### II.2.1.4. Les carbonate

Les minéraux carbonatés présents dans les sols sont la calcite ( $\text{CaCO}_3$ ), la magnésite ( $\text{MgCO}_3$ ), la dolomite ( $\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$ ), le carbonate de sodium ( $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ ) et la sidérite ( $\text{FeCO}_3$ ). La calcite et la dolomite apparaissent comme des minéraux primaires ainsi que des minéraux secondaires. La calcite primaire est le produit de la désagrégation des silicates contenant du calcium, comme les pyroxènes ou amphiboles. La calcite, minérale secondaire, est le résultat de la précipitation de la solution du sol souvent enrichie en magnésium : on parle de magnésium calcite ( $\text{Ca}_{1-y}\text{Mg}_y\text{CO}_3$ ). Ces carbonates sont le siège de

---

<sup>41</sup> Alfred, R., Conklin., 2005. *Introduction to soil chemistry: Analysis & instrumentation*. Edition J.D.WINEFORDNER (America). Chapitre1, p 23-31.

<sup>42</sup> Soulier, A., 1995. *Les formes solides du fer dans un sols hydromorphes, approche géochimique, micromorphologique et minéralogique*. Thèse de l'Ecole Supérieure Agronomique de Rennes.

<sup>43</sup> Tardy, Y., 1980. *Géochimie des interactions entre les eaux, les minéraux et les roches*. Tarbes : Editions Eléments. 239 p.

processus d'adsorption-coprécipitation avec par exemple substitution d'éléments traces divalents comme  $\text{Cu}^{2+}$  <sup>44</sup>.

La formation du carbone dissous est possible par dissolution de  $\text{CO}_2$  dans l'eau ou par dissolution de la calcite par les ions de  $\text{H}^+$  <sup>45</sup>.



La présence de carbonates et de dioxyde de carbone dans le sol joue un rôle primordial.

Leurs équilibres de dissolution contrôlent partiellement le pH. De plus, une teneur élevée en carbonate rend le sol alcalin, favorisant ainsi l'ensemble des modes de fixation des métaux.

Les carbonates sont caractérisés par le groupement  $\text{CO}_3^{2-}$  auquel viennent s'associer habituellement des cations bivalents comme  $\text{Ca}^{2+}$  (calcite, aragonite),  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  (dolomite) ou  $\text{Fe}^{2+}$  (sidérite).

Lors de la fixation des métaux, le mécanisme mis en jeu n'est pas une adsorption de surface, mais l'incorporation des cations métalliques dans la maille cristalline des carbonates <sup>46,47</sup>.

Ce phénomène de co-précipitation a été mis en évidence en comparant l'affinité de l'ion  $\text{Zn}^{2+}$  pour le carbonate de calcium et le carbonate de magnésium. La fixation de l'ion  $\text{Zn}^{2+}$  est favorisée par un meilleur ajustement spatial dans la maille du carbonate de magnésium. Les exemples des espèces co-précipités sont l'hydrozincite  $[\text{Zn}_5(\text{OH})_6(\text{CO}_3)_2]$ , la malachite  $[\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3]$  ou l'azurite  $[\text{Cu}_3(\text{OH})_2(\text{CO}_3)_2]$  <sup>29</sup>.

### II.2.2. La phase liquide du sol

La phase liquide du sol est principalement constituée par l'eau, dans laquelle sont présents les ions minéraux et des molécules organiques, et qui varie dans sa composition et sa mobilité. Sa composition dépend essentiellement du milieu géologique avec lequel elle est en contact, mais également de la composition de l'eau de pluie et de l'eau de surface.

---

<sup>44</sup> Rimstidt, J.D., Balog A., Webb, J., **1998**. Distribution of trace elements between carbonate minerals and aqueous solutions. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 62: 1851-1863.

<sup>45</sup> Stumm, W. et Morgan, J., **1996**. *Aquatic chemistry – Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, John Wiley & Sons, Inc., p 1022.

<sup>46</sup> Bourg, A.C.M., **1988**. *Metal in aquatic and terrestrial systems: sorption, speciation, and mobilisation*. In: W. Salmons, U. Forstener (éditeur.), *Chemistry and biology of solid waste*. - Springer Verlag, New York p. 3-30

<sup>47</sup> Plassard, F., **1999**. *Influence de la complexation sur la rétention de trois cations métalliques par un sol alcalin. Application à un bassin d'infiltration d'eau pluviale*. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard, Lyon, p 141.

La minéralisation des roches est plus effective en présence de dioxyde de carbone ou d'acides minéraux. Cela permet, par exemple, la transformation des carbonates qui sont peu solubles en bicarbonates très solubles. Dans ce cas, l'eau s'enrichit de plusieurs cations comme  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  et anions  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ . Si elle est en contact avec la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ), la pyrite peut s'oxyder chimiquement ou biochimiquement en formant des concentrations en solution importantes en fer et en sulfate. Au cours du temps, tous les composants présents dans l'eau du sol peuvent subir des modifications qui sont le résultat des différentes réactions comme des échanges ioniques, les oxydations et les réductions chimiques ou biochimiques.

Du point de vue de la réactivité chimique et biologique, le pH de l'eau du sol est une des principales propriétés. Il détermine l'acidité ou la basicité du sol. La valeur de pH a été fondamentalement donnée par l'équilibre des carbonates et varie le plus souvent entre 5,5 et 7,5<sup>48</sup>.

La phase liquide du sol n'est pas de l'eau pure mais une solution dont la composition est complexe et très variable. On la désigne par l'expression « solution du sol ». Elle contient de très nombreuses substances dissoutes organiques et inorganiques, ionisées et non. D'une façon générale, la solution du sol est difficile à décrire et à étudier en raison de sa très grande variabilité spatiale et temporelle, de sorte qu'il n'existe pas de composition type. On peut cependant donner quelques indications générales en distinguant deux catégories de solutés:

- Les microéléments dont la concentration est inférieure à  $1 \text{ mmol/m}^3$ , beaucoup d'éléments traces métalliques entrent dans cette catégorie.
- Les macroéléments dont la concentration est supérieure à cette limite; les éléments les plus fréquents et les composés chimiques correspondants sont: C ( $\text{HCO}_3^-$ ), N ( $\text{NO}_3^-$ ), Na ( $\text{Na}^+$ ), Mg ( $\text{Mg}^{2+}$ ), Si ( $\text{Si(OH)}_4$ ), S ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), Cl ( $\text{Cl}^-$ ), K ( $\text{K}^+$ ), Ca ( $\text{Ca}^{2+}$ ) et  $\text{O}_2$ .

La solution du sol est principalement une solution d'électrolytes, généralement peu concentrée et dont la molarité totale est souvent de l'ordre de  $10^{-3}$  à  $10^{-5} \text{ mol/l}$ . Elle contient également des ions  $\text{H}^+$  et  $\text{OH}^-$  dont les concentrations déterminent la réaction du sol caractérisée par le pH<sup>18</sup>.

---

<sup>48</sup> Chamayou, H. and Legros J.P., 1989. *Les bases physiques, chimiques et minéralogiques de la science du sol*. Paris : Presses universitaires de France Agence de coopération culturelle et technique. p 593.

### II.2.3. La phase gazeuse du sol

La phase gazeuse du sol est constituée par les mêmes éléments que l'air atmosphérique, mais à cause de l'activité biologique, les teneurs de chaque composant peuvent changer considérablement. Sa composition dépend elle-même de la profondeur. A la surface, l'oxygène et le dioxyde de carbone jouent un rôle important. Le dioxyde de carbone a une influence significative sur l'acidité du sol ainsi que sur la chimie des carbonates. L'oxygène assure les conditions aérobies qui ont, comme nous le montrerons plus loin, une influence sur la mobilité des polluants dans le sol. L'air du sol contient en général les mêmes substances que l'air atmosphérique mais sa composition peut être très différente en raison, en particulier, de l'activité biologique<sup>49</sup>.

Les sols bien aérés contiennent environ 180 à 205 ml d'O<sup>2</sup> par litre d'air mais cette teneur peut être abaissée à 100 ml ou moins dans les sols inondés et dans des microenvironnements alentours des racines des plantes. La teneur en CO<sub>2</sub> est généralement comprise entre 3 et 30 ml par litre de sol et peut atteindre 100 ml par litre d'air en profondeur ou au voisinage des racines et en milieux saturés en eau. Dans les profondeurs plus importantes, où le taux d'oxygène est très faible (conditions anaérobies), les microorganismes produisent les gaz comme NO, N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub>, CH<sub>4</sub> et H<sub>2</sub>S<sup>29</sup>. Ces gaz existent dans les sols, soit à l'état libre, soit dissous dans la solution des sols.

La phase gazeuse du sol est conditionnée par plusieurs phénomènes, notamment, les échanges des gaz avec l'atmosphère par diffusion moléculaire couplée à la volatilisation et à la dissolution, la respiration des organismes vivants, les échanges de gaz avec la solution du sol et les apports volontaires ou accidentels de diverses substances organiques volatiles.

L'atmosphère du sol est contrôlée par deux gaz à l'état libre ou dissous : l'oxygène qui conditionne la respiration des racines et des organismes et qui intervient dans des réactions d'oxydation, et le dioxyde de carbone qui est essentiel aux organismes autotrophes pour leur synthèse organique<sup>48</sup>.

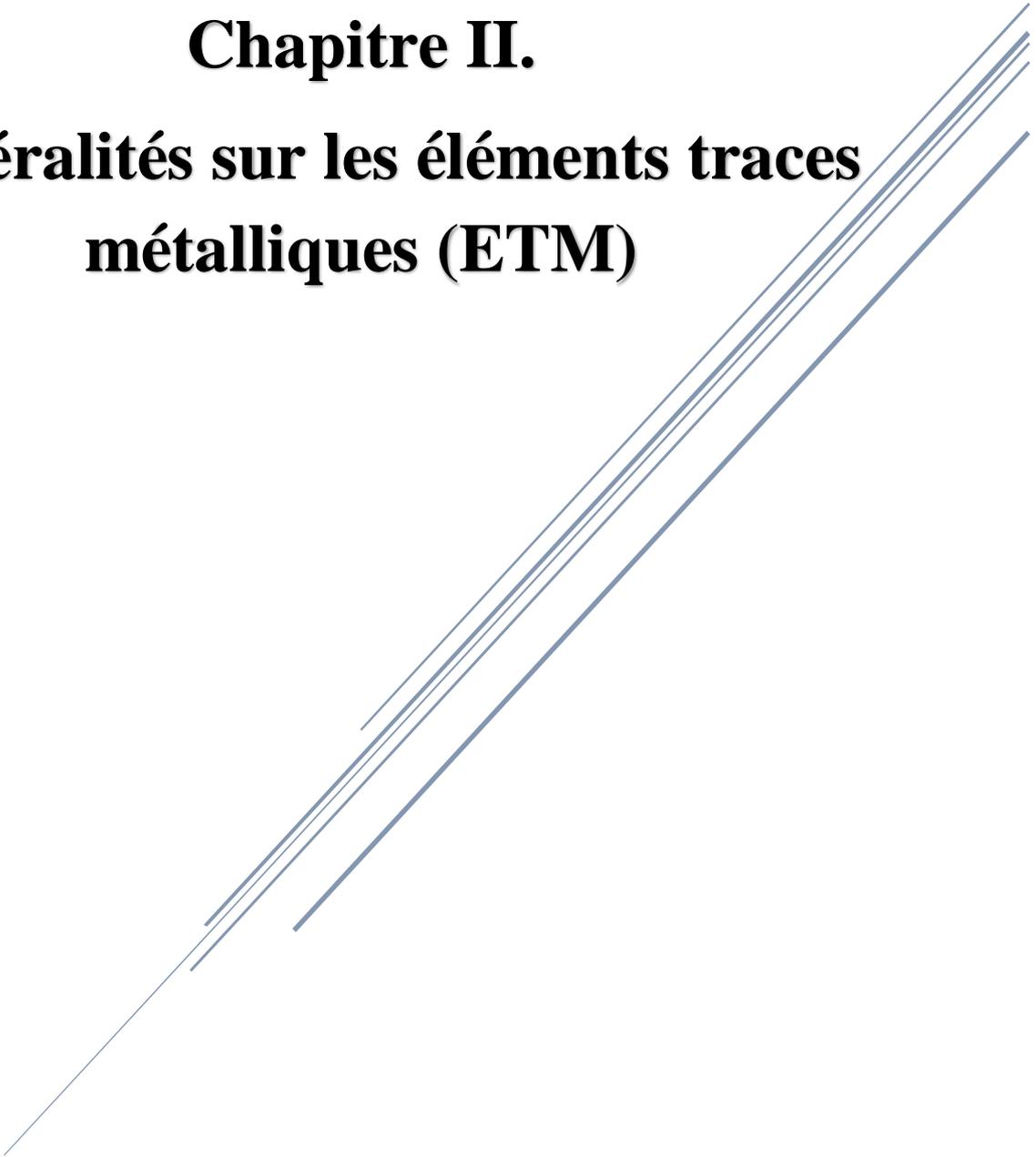
La teneur en oxygène de la phase gazeuse du sol joue un rôle déterminant dans de nombreux processus biologiques. L'oxygène a une influence directe sur la croissance racinaire et elle permet des biotransformations en milieu aérobique qui conduisent à la production de substances nutritives comme le nitrate et l'ortho phosphate<sup>13</sup>.

---

<sup>49</sup> Soulas, G., Codaccioni, P. et Fournier, J.C., 1983. Effect of crosstreatment on the subsequent breakdown of 2,4-D, MCPA and 2,4,5-T in the soil. Behaviour of the degrading microbial populations. *Chemosphere*. 12: 1101-1106.

# **Chapitre II.**

## **Généralités sur les éléments traces métalliques (ETM)**



## **I. Généralités sur les éléments traces métalliques**

Les organismes marins sont capables de concentrer plusieurs centaines de métaux, pris dans la phase soluble ou particulaire ainsi que dans le sédiment. Il apparaît essentiel de rechercher l'origine et le devenir de ces métaux si l'on veut comprendre l'impact qu'ils peuvent avoir sur les organismes vivants.

### **I.1. Définition**

On appelle métaux lourds les éléments métalliques naturels dont la masse volumique dépasse  $5 \text{ g/cm}^3$ . Ceux-ci sont présents le plus souvent dans l'environnement sous forme de traces : mercure, plomb, cadmium, cuivre, arsenic, nickel, zinc, cobalt, manganèse etc<sup>1,2</sup>.

D'un point de vue chimique, les éléments de la classification périodique formant des cations en solution sont des métaux. D'un point de vue physique, le terme « métaux lourds » désigne les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes (environ 65 éléments), caractérisés par une forte masse volumique supérieure à  $5 \text{ g/cm}^3$ <sup>3</sup>.

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.

#### **I.2.1. Classification des métaux lourds**

##### **I.2.1. 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<sup>4</sup>. Certains peuvent devenir toxiques lorsque la Concentration dépasse un certain seuil. C'est le cas du cuivre (Cu), Du zinc (Zn), du fer (Fe). Par exemple, le zinc (Zn), à la concentration du milli molaire, est un oligo-élément qui intervient dans de nombreuses réactions enzymatiques

---

<sup>1</sup> Davies, B.E., 1995. *Lead*. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow, p. 206-223.

<sup>2</sup> Adriano, D.C., 2001. *Trace elements in terrestrial environments: Biochemistry, bioavailability and risks of metals*. Springer-Verlag, New York, 866p.

<sup>3</sup> Jorhem, L., 2008. Promoting analytical quality control of trace-element data to be presented in international journals and reports. *Accreditation and Quality Assurance*. 13: 289-292.

<sup>4</sup> P. Guo, Z. Xie, J. Li, C. Kang, J. Liu, 2005. Relationships between fractionations of Pb, Cd, Cu, Zn and Ni and Soil properties in urban soils of Changchun, China, *Chinese Geographical Science*. 15:179-185

(déshydrogénases, protéinase, peptidase) et joue un rôle important dans le métabolisme des protéines, des glucides et des lipides<sup>5</sup>.

### I.2.2 Les métaux toxiques

Ont un caractère polluant avec des effets toxiques pour les organismes vivants même à faible concentration. Ils n'ont aucun effet bénéfique connu pour la cellule. C'est le cas du plomb (Pb), du mercure (Hg), du cadmium (Cd)<sup>6</sup>.

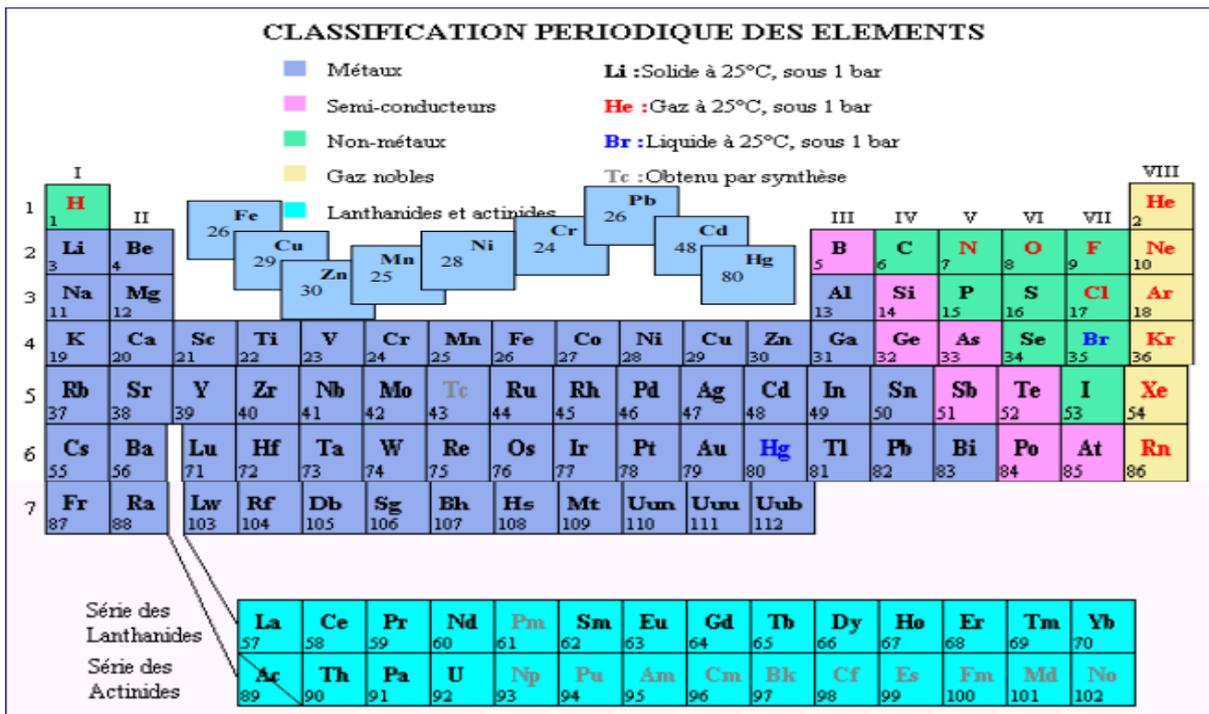


Figure.II.1. Classification périodique des éléments

### I.3.2. Principales propriétés physico-chimiques des métaux lourds

#### I.3.2.1. La solubilité

La solubilité des métaux lourds dépend de l'élément concerné, du chimisme de la phase aqueuse (pH, potentiel redox, concentration en ligands) et des phases solides environnantes. Par exemple, l'hydro-solubilité des métaux lourds est fortement accrue par l'acidité.

<sup>5</sup> S. Cheng, 2003. Heavy metal pollution in China: origin, pattern and control, *Environmental Science and Pollution Research* 10: 192–198.

<sup>6</sup> Bowen HJM, 1979. *Environmental chemistry of the elements*. New York : Academic Press.

### I.3.2.2. La stabilité

Contrairement aux contaminants organiques, les métaux lourds sont indéfiniment stables en tant que tel et ne se dégradent pas dans l'environnement.

### I.3.2.3. La volatilité

De façon générale, les métaux ne sont pas volatils, à l'exception du mercure dont le point d'ébullition est de 357 °C à une pression de 101 kPa<sup>7,8</sup>.

### I.3.2.4. Autres propriétés

- Structure cristalline à température ambiante, à l'exception du mercure qui est liquide.
- Aspect brillant.
- Ductilité et malléabilité .
- Électrons de conduction faiblement liés, d'où une propension à former des cations et des liaisons ioniques.
- Bonne, voire excellente conductivité thermique et électrique<sup>9</sup> .

## I.4. Origine des métaux lourds

### I.4.1. Sources naturelles

Les ETM sont naturellement présents dans les sols en faibles quantités. Ils sont en partie libérés lors de l'altération de la roche mère (roches magmatiques, métamorphiques ou sédimentaires) par l'altération des minéraux primaires et secondaires comme les argiles, oxydes et carbonates. Ils constituent le pool endogène appelé fond pédogéochimique : concentration naturelle d'une substance dans un horizon de sol, résultant de l'évolution géologique et pédologique, à l'exclusion de tout apport d'origine anthropique<sup>10,11</sup> .

---

<sup>7</sup> Nadaska G, Lesny J, Michalik I. **2010**. Environmental aspect of man-ganese chemistry. *Hungarian Elect J Sci* 100702:1–6

<sup>8</sup> Ouakki M. & Fekher-eddine N. **2001**. *Etude de l'impact de l'irrigation par les eaux usées sur la qualité des sols : évaluation des risques de contamination du sol et de certaines cultures par les métaux lourds (Cd, Zn, Pb et Cu)*. *Projet de fin d'études*, MST Protection de l'Environnement, FST de Béni Mellal.

<sup>9</sup> Baker, D.E., Senft, J.P., **1995**. *Copper*. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow, p. 179-205

<sup>10</sup> Davies, B.E., **1995**. *Lead*. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow, p. 206-223

## **I.4.2 Sources anthropiques**

### **I.4.2.1. Activités industrielles**

Les activités industrielles sont des sources importantes d'ETM, pour l'environnement en général et pour les écosystèmes terrestres en particulier. Les sources de contaminations industrielles sont la production de batteries ou d'accumulateurs, de matières plastiques, de vernis, de pigments, de produits phytosanitaires et d'engrais<sup>7</sup>.

Les rejets industriels, notamment composés de métaux lourds, sont les plus toxiques pour le sol même en faibles quantités et causent des problèmes de phytotoxicité et polluent les eaux souterraines.

### **I.4.2.2. Activités minières**

Avec la révolution industrielle, en particulier depuis le début du 20<sup>ème</sup> siècle, l'exploitation des mines métallifères en vue de la production de produits manufacturés a augmenté de façon considérable les sources de pollutions<sup>12</sup>.

La métallurgie (mines, fonderies) participe de façon importante à la contamination des sols *via* les rejets atmosphériques et le stockage des déchets<sup>13</sup>.

## **II. Transferts des ETM dans le sol**

Le devenir des ETM va dépendre de différents facteurs, tels que les paramètres physico-chimiques et biologiques des sols, qui vont contrôler les processus d'adsorption sur les surfaces des particules solides (argiles, hydroxydes, matières organiques), de complexation avec des ligands organiques, de précipitation de surface, d'échanges ioniques ou de précipitation sous forme de sels ou coprécipitation<sup>14,15</sup>.

---

<sup>11</sup> Möller, A., Müller, H.W., Abdullah, A., Abdelgawad, G., Utermann, J., **2005**. Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta. *Geoderma*. 124: 63-71.

<sup>12</sup> Walter, C., **2002**. Analyse spatiale des sols en vue de leur gestion précise et de leur surveillance. Mémoire scientifique (HDR), Ecole Nationale Supérieure Agronomique (ENSA), Université de Rennes 1.

<sup>13</sup> Chon HT, Ahn JS, Jung MC, **1998**. Seasonal variations and chemical forms of heavy metals in soils and dusts from the satellite cities of Seoul. *Environmental Geochemistry and Health*. 20 : 77-86.

<sup>14</sup> Ahmad F, Yahaya AS, Farooqi MA., **2006**. Characterization and geotechnical properties of Penang residual soil with emphasis on landslides. *Am J Environ Sci*. 2(4):121-128

<sup>15</sup> Quevauviller, P., **2006**. *Métrologie en chimie de l'environnement*, seconde ed. Tec & Doc Lavoisier, Paris.

Les flux de sortie des ETM du sol sont variés et assez difficiles à évaluer. Les ETM peuvent atteindre les eaux de surface ou souterraines via le transfert latéral ou vertical dans les sols (fig. II.2), ils peuvent être absorbés par les plantes ou les organismes du sol ainsi que par l'homme. Les transferts latéraux et verticaux des ETM peuvent être sous forme de particules colloïdales (tels que les argiles, la matière organique dissoute, les microorganismes) ou solubles<sup>16</sup>. La méso- et macrofaune contribuent aussi au transfert des éléments traces métalliques<sup>17</sup>.

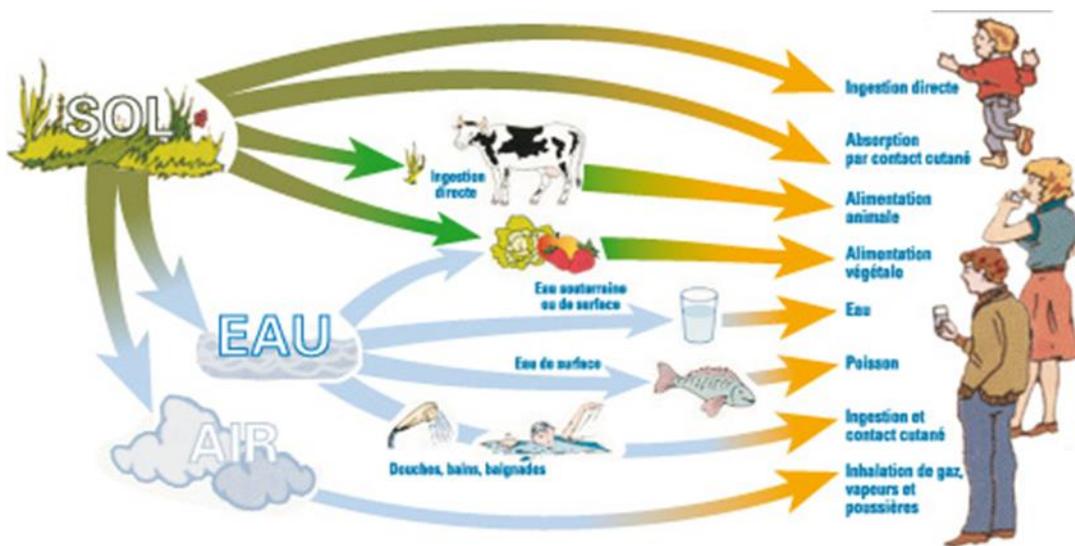


Figure II.2. Principaux flux des ETM dans le sol [Lopareva-Pohu, 2011]

Il est à noter l'existence de circulations préférentielles des eaux et des colloïdes dans les sols en lien avec la porosité du sol, les galeries racinaires ou de vers de terre. L'érosion hydrique ou éolienne joue aussi un rôle important dans les transferts des ETM en surface des sols<sup>18</sup>.

### III. Comportement des éléments traces métalliques dans le sol

Les ETM sont liés à différents constituants du sol et sont présents sous différentes formes chimiques. Ils peuvent changer de forme (plus ou moins solubles) ou migrer vers d'autres constituants du sol ou vers la phase liquide selon les conditions physico chimiques. Ces

<sup>16</sup> Wedepohl KK., 1978. *Handbook of geochemistry*, vol. II/5. Heidelberg–New York, Springer–Verlag Berlin, p 1546

<sup>17</sup> Z. Zhao, A.W. Rate, S. Tang, H. Bi., 2007. Characteristics of heavy metals distribution in agricultural soils of Hainan island and its environment significances, *Journal of Agro-Environment Science* 27: 0182–0187.

<sup>18</sup> Li X, Thornton I, 2001. Chemical partitioning of trace and major element in soils contaminated by mining and smelting activities. *Applied Geochemistry* 16 : 1693-706.

changements rendent les ETM plus ou moins mobiles dans les sols et plus ou moins disponibles pour la biosphère.

### III.1. Spéciation

Le terme de spéciation a été utilisé dans la chimie des sols et des sédiments et désigne la forme chimique et structurale sous laquelle se trouve un élément métallique. La spéciation a été définie comme étant la détermination d'une forme spécifique (monoatomique ou moléculaire) ou bien la configuration selon laquelle un élément peut être présent dans un groupe d'atomes correspondant à différentes matrices<sup>19</sup>.

Dans l'environnement, les ETM se trouvent sous différentes formes chimiques et la mesure de la concentration totale de ces ETM ne suffit pas pour déterminer leur réactivité, mobilité, biodisponibilité et toxicité. Ces faits expliquent l'intérêt majeur qui est donné à la quantification de certaines formes chimiques biodisponibles ou très toxiques des ETM.

### III.2. Mobilité

La mobilité d'un élément est caractérisée par son aptitude à passer dans les compartiments du sol où il est de moins en moins énergiquement retenu<sup>20,21</sup>. Les ETM sont associés aux constituants du sol qui contrôlent leur mobilité. Ils peuvent être<sup>22</sup>:

- Adsorbés sur les phases hydroxyde du fer, de l'aluminium et du manganèse,
- Inclus dans les réseaux cristallins des minéraux primaires et des constituants secondaires,
- Adsorbés sur les matières organiques,

La répartition des métaux et métalloïdes dans ces différents compartiments du sol et toutes les formes disponibles ne présentent pas forcément des risques environnementaux. Les variations des conditions physico-chimiques (pH, température, force ionique.... etc.) peuvent

---

<sup>19</sup> J. Zhou, D. Ma, J. Pan, W. Nie, K. Wu, **2008**. Application of multivariate statistical approach to identify heavy metal sources in sediment Environmental Sciences 20: 607–612. and waters: a case study in Yangzhong, China, Environmental Geology 54: 373–380.

<sup>20</sup> P. Babula, V. Adam, R. Opatrilova, J. Zehnalek, L. Havel, R. Kizek, **2008**. Uncommon heavy metals, metalloids and their plant toxicity: a review, *Environmental Chemical Letter* 6:189–213.

<sup>21</sup> A. Yukselen Y, Kaya A. **2008**. Suitability of the methylene blue test for surface area, cation exchange capacity and swell potential determination of clayey soils. *Eng Geol* 102:38–45

<sup>22</sup> Baize D, **1997**. *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)*. Références et stratégies d'interprétation. Paris : Inra éditions.

jouer directement sur la mobilité des éléments en faisant passer les métaux présents dans un sol d'une forme à une autre. Ce changement met donc en jeu des mécanismes biogéochimiques de mobilisation, d'immobilisation et de transport. Ces mécanismes dépendent de processus de dissolution/précipitation, désorption/adsorption et complexation qui font intervenir des réactions biologiques, chimiques et physico-chimiques<sup>23</sup>.

En effet, la mobilité et la biodisponibilité des ETM dépendent fortement de leur spéciation chimique dans les sols. Cependant la détermination exacte de la spéciation chimique est souvent difficile et dans la plupart des cas impossible<sup>24</sup>.

### **III.3. Biodisponibilité**

La biodisponibilité désigne la capacité d'une quantité d'un élément présent dans le sol à être absorbé par un organisme vivant<sup>25</sup>. La biodisponibilité est un outil d'évaluation de la toxicité et le risque de pollution. Le changement de la biodisponibilité d'un polluant correspond à un changement de toxicité. La quantité phytodisponible d'un élément dans un sol correspond aux ETM capables de passer en solution et d'être absorbés par la plante. En effet, l'ion sous forme libre ( $Zn^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ , ... etc.) est l'une des formes les plus réactives, avec les espèces neutres et la plus facilement assimilable par les organismes vivants.

Les risques liés aux ETM pour l'environnement et la santé humaine devront donc être évalués au travers leur spéciation, leur mobilité et leur biodisponibilité, qui sont les principaux facteurs conditionnant leur toxicité<sup>26</sup>.

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

### **IV.1. Contamination de l'environnement**

---

<sup>23</sup> D. Baize. **2002**. *Examen critique des valeurs limites "sols" de la réglementation française*. In Un point sur les éléments traces métalliques dans les sols approches fonctionnelles et spatiales. Editions INRA. Paris, p565.

<sup>24</sup> D.C.;Adriano. **2001**. *Trace elements in terrestrial environments. Biochemistry bio- availability and risks of metals*, 2nd Edition . New York: Springer-Verlag..

<sup>25</sup> J.R. Sanders, S.P McGrath and T.M. **1986**. Adams. Zinc, copper and nickel concentrations in ryegrass grown on sewage sludge-contaminated soils of different pH, *J. Sci. Food Agr.* 37: 961-968.

<sup>26</sup> I. Pais et J. Benton Jones. **2000**. *The handbook of Trace Elements*. Boca Raton, FL, St. Lucie Press, p223.

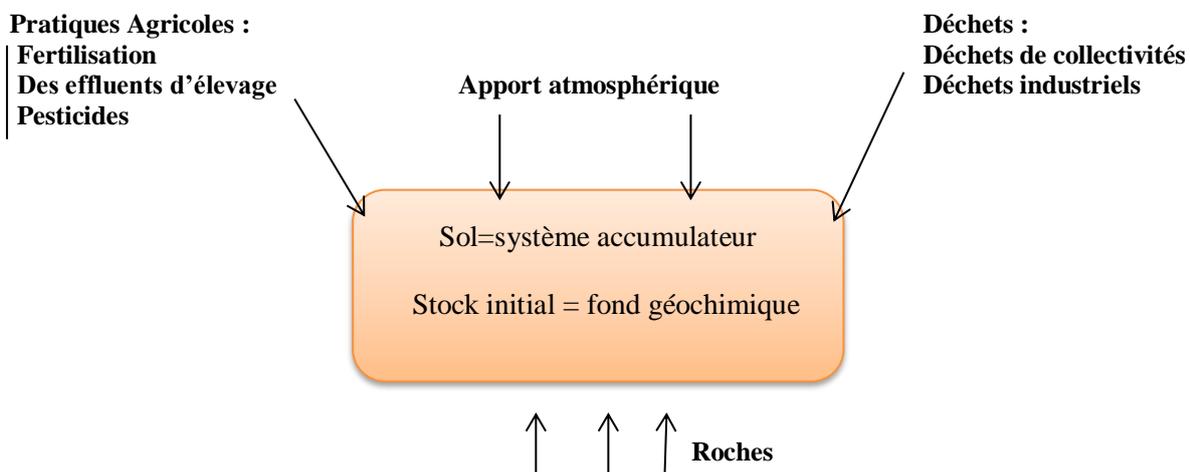
Les métaux lourds sont dangereux pour l'environnement car, ils ne sont pas dégradables.

Ils s'accumulent au cours de processus minéraux et biologiques. Les métaux lourds peuvent également être absorbés directement par le biais de la chaîne alimentaire entraînant alors des effets chroniques ou aigus.

#### IV.1.1. Contamination des sols

Le sol est un support de nombreuses activités humaines (industrialisation, urbanisation, agriculture), son rôle clef en matière d'environnement a été reconnu récemment : il intervient comme réacteur, récepteur, accumulateur et filtre des pollutions<sup>27</sup>.

Le sol, comparativement à l'air et à l'eau, est le milieu qui reçoit les plus grandes quantités d'éléments en traces produites par les activités industrielles et constitue un lieu réceptacle des métaux lourds.



**Figure.II.3 :** Origine des éléments traces métalliques dans le sol. Académie des sciences (1998).

Deux principaux types de pollutions anthropiques sont responsables de l'augmentation des flux de métaux : la pollution atmosphérique (rejets urbains et industriels) et la pollution liée aux activités agricoles.

Les conditions physico-chimiques de la majorité des sols cultivés (milieu oxydant, pH élevé, richesse en argile) sont propices à la fixation des métaux lourds dans les parties supérieures du sol liés à la fraction fine. Il y a donc un risque important d'entraînement, par ruissellement, particulièrement en cas d'orage sur un sol nu et pentu. En général, les sols

<sup>27</sup> Eisler, R., 2000. Handbook of Chemical Risk Assessment: Health Hazard to Humans, Plants and Animals. In: Metals, vol. I. Lewis Publisherse CRC Press, Boca Raton.

argilo- limoneux fixent les métaux par adsorption ce qui n'est pas le cas pour les sols sablonneux<sup>28</sup>. Le pH joue également un rôle, lors du chaulage, le pH augmente et réduit la mobilité des métaux lourds<sup>29</sup>.

### IV.1.1.2. Répartition des métaux lourds dans les sols

L'étude de la répartition d'un élément trace métallique entre les composants solides s'appelle la spéciation appréhendée par une technique qui porte le nom « d'extraction séquentielle ».

La variable déterminante de cette répartition est le degré de solubilité du métal.

- Si le métal est soluble, il va passer dans les nappes ou dans la plante.
- S'il est insoluble, il va rester dans le sol.

La solubilité va dépendre de plusieurs facteurs, le plus important est l'acidité du sol.

- Un sol acide facilite la mobilisation. Les métaux lourds ne s'accumulent pas. Ils sont transférés vers les nappes phréatiques et les fleuves ou absorbés par les plantes et présentent alors un risque pour la santé.

- Un sol calcaire contribue à l'immobilisation de certains métaux (certains éléments réagissent différemment, notamment l'arsenic, plus mobile dans un sol calcaire).

Il n'y a donc pas de risque immédiat pour la santé. Mais le sol est contaminé durablement et la concentration en métaux lourds augmente avec les années. Ces derniers sont susceptibles d'être relargués quand l'environnement est modifié. Au niveau des sols, les risques sont divers (transfert vers les nappes phréatiques, biodisponibilité, écotoxicité), et dépendent principalement de la spéciation (degré d'oxydation, mode de complexation avec les macromolécules organiques et les constituants minéraux du sol)<sup>30</sup>.

### IV.1.1.3. Facteurs modifiant la mobilité des éléments métalliques

La biodisponibilité représente la capacité d'un élément trace métallique à passer d'un compartiment du sol quel qu'il soit vers une bactérie, un animal ou un végétal vivant dans ce dernier.

- La mobilité d'un élément trace métallique constitue l'aptitude d'un élément à passer dans des compartiments du sol ou il est de moins en moins énergétiquement retenu,

---

<sup>28</sup> Yong, R.N. et Phadungchewit, Y., **1993**. pH influence on selectivity and retention of heavy metals in some clay soils. *Canadian Geotechnical Journal*. 30(5): 821-833.

<sup>29</sup> Ayala, J., Vega, J., Alvarez, R., Loreda, J., **2008**. Retention of heavy metal ions in bentonites from Grau Region (Northern Peru). *Environmental Geology*. 53(6): 1323-1330.

<sup>30</sup> Rengel, Z., **2003**. *Handbook of soil acidity*. New York: Marcel Dekker, Inc., 449-451 p.

avec comme compartiment ultime la phase liquide ou, dans certains cas, l'atmosphère du sol<sup>31</sup>.

- Il existe de multiples paramètres influençant la mobilité des métaux dans les sols dont les plus importants sont<sup>32</sup>.

### IV.1.1.3.1. 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<sup>33</sup>. 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<sup>34</sup>.

De plus, l'augmentation de pH induit souvent la formation d'espèces précipitées qui peuvent limiter la solubilité et la biodisponibilité de toutes les espèces ioniques<sup>35</sup>. Cependant, elle entraîne également la dissolution de matières organiques et la formation consécutive de complexes organo-métalliques plus solubles<sup>36</sup>.

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

### IV.1.1.3.2. L'apport de matière organique

L'apport de matière organique permet d'immobiliser les ETM 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

---

<sup>31</sup> Bowen HJM, 1979. *Environmental chemistry of the elements*. New York : Academic Press.

<sup>32</sup> Smily JRMB, Sumithra PA. 2017. Optimization of chromium biosorption by fungal adsorbent, *Trichoderma* sp. BSCR1 and its desorption studies. *HAYATI J Biosci* 24(2):65–67

<sup>33</sup> Shallari, S. 1997. *Biodisponibilité du nickel du sol pour l'hyperaccumulateur *Alyssum murale**. Thèse doct. : Institut National Polytechnique de Lorraine, 98 p.

<sup>34</sup> Pansu M, Gautheyrou J. 2006. *Handbook of soil analysis*. Springer-Heidelberg, New York

<sup>35</sup> Juste C., Chassin P., Gomez A., Linères, M., Mocquot, B., Feix, I. et Wiart, J. 1995. *Les microéléments métalliques dans les boues résiduelles des stations d'épuration urbaines*. Ademe, p 209.

<sup>36</sup> Yong, R.N. et Phadungchewit, Y., 1993. pH influence on selectivity and retention of heavy metals in some clay soils. *Canadian Geotechnical Journal*. 30(5): 821-833.

#### **IV.1.1.3.3. 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 supérieurs étant au centre de notre étude, et les microorganismes ayant une influence sur l'ensemble du milieu aux échelles de temps et d'espace considérées, nous nous attacherons à développer principalement l'action des microorganismes et des plantes. Les principaux phénomènes d'action sur la mobilité des polluants métalliques sont la solubilisation, l'insolubilisation et la volatilisation<sup>37</sup>.

#### **IV.1.1.3.4. 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<sup>38</sup>.

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 l'Eh.

#### **IV.1.1.3.5 Les carbonates (CaCO<sub>3</sub>)**

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<sub>3</sub>). Assez soluble, cette espèce a une influence majeure sur le pH des sols et par conséquent sur les phénomènes de sorption de métaux. En outre, les réactions de dissolution / précipitation des carbonates favorisent le piégeage des ions métalliques au sein des cristaux formés<sup>39</sup>.

### **V. Méthode Analyse des métaux lourds dans les sols**

Dans la plupart des laboratoires d'analyse inorganique, l'analyse des éléments traces est généralement effectuée en utilisant des techniques instrumentales telles que:

- La spectrométrie de masse à plasma inductif couplé (ICP-MS)

---

<sup>37</sup> Blanchard, C., 2000. *Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués*. Thèse Chimie, spécialité Sciences et Techniques du Déchet. L. France : INSA de Lyon, p301.

<sup>38</sup> Ahmad F, Yahaya AS, Farooqi MA. 2006. Characterization and geotechnical properties of Penang residual soil with emphasis on landslides. *Am J Environ Sci* 2(4):121–128

<sup>39</sup> Förstner, U., 1985. *Chemicals forms and reactivities of metals in sediments in "chemical methods for assessing bio-available metals in sludges and soil"*, Leschber R., Davis R.D., L'Hermite P., CEC, Elsevier Applied Science publishers, 1-30.

- La spectroscopie d'absorption à rayons X (XRF),
- La spectroscopie d'absorption atomique flamme (SAAF),
- La spectrométrie d'émission atomique à plasma inductif couplé (ICP-AES),
- La spectroscopie d'absorption atomique en four de graphite (GF-AAS).

#### **IV. Dosage des métaux lourds par spectrométrie d'absorption atomique (SAA)**

##### **IV.1. Introduction**

La spectrométrie d'absorption atomique (SAA) est une technique décrite pour la 1ère fois par Walsh (1955).

SAA étudie les absorptions de lumière par l'atome libre. C'est une des principales techniques mettant en jeu la spectroscopie atomique dans le domaine UV-visible utilisée en analyse chimique. Elle permet de doser une soixantaine d'éléments chimiques (métaux et non-métaux). Les applications sont nombreuses étant donné qu'on atteint couramment des concentrations inférieures au mg/L (ppm).

##### **IV.2 Principe**

L'absorption atomique de flamme est une méthode qui permet de doser essentiellement les métaux en solution. Cette méthode d'analyse élémentaire impose que la mesure soit faite à partir d'un analyte (élément à doser) transformé à l'état d'atomes libres. L'échantillon est porté à une température de 2000 à 3000 degrés pour que les combinaisons chimiques dans lesquelles les éléments sont engagés soient détruites.

La spectrométrie d'absorption atomique est basée sur la théorie de la quantification de l'énergie de l'atome. Celui-ci voit son énergie varier au cours d'un passage d'un de ses électrons d'une orbite électronique à une autre :  $\Delta E = h\nu$

$h$  est la constante de Planck et  $\nu$  est la fréquence du photon absorbé. Généralement seuls les électrons externes de l'atome sont concernés.

Les photons absorbés étant caractéristiques des éléments absorbants, et leur quantité étant proportionnelle au nombre d'atomes d'élément absorbant selon la loi de distribution de Boltzmann, l'absorption permet de mesurer les concentrations des éléments à doser.

L'analyse par absorption atomique utilise la loi de Beer-Lambert.

S'il y a plusieurs éléments à doser, on réalise cette manipulation pour chaque élément de l'échantillon en se plaçant à une longueur d'onde fixée. Il faut donc à chaque manipulation choisir une source adaptée pour éclairer l'élément que l'on cherche à exciter.

### IV.3. Instrumentation De Base

Le dispositif expérimental utilisé en absorption atomique se compose d'une source, la lampe à cathode creuse, d'un brûleur et un nébuliseur, d'un monochromateur et d'un détecteur relié à un amplificateur et un dispositif d'acquisition (Figure II.4).

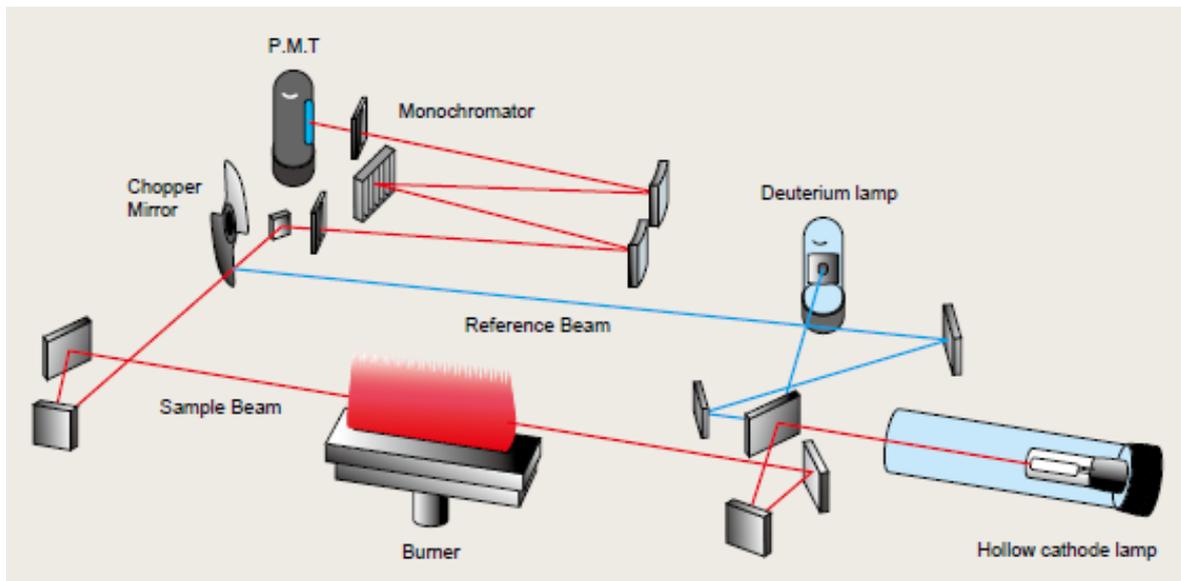


Figure II. 4. schéma de principe du spectrophotomètre d'absorption atomique<sup>40</sup>.

#### IV.3.1. La lampe à cathode creuse



Figure II. 5. Schéma de La lampe à cathodique

La lampe à cathode creuse est constituée par une enveloppe de verre scellée et pourvue d'une fenêtre en verre ou en quartz contenant une cathode creuse cylindrique et une anode. La cathode est constituée de l'élément que l'on veut doser (Figure II.5). Un vide poussé est réalisé

<sup>40</sup> P. Duchofour: Précis de Pédologie, 3e édition. Masson et Cie, Paris 1970. 482 S, 18 × 24 cm, 80 Fig., 23 Abb. (2 Farbtafeln). Brosch. 80 F, kart. 90 F

à l'intérieur de l'ampoule qui est ensuite remplie d'un gaz rare (argon ou néon) sous une pression de quelques mm de Hg.

Lorsqu'on applique une différence de potentiel de quelques centaines de volts entre les deux électrodes, une décharge s'établit. Le gaz rare est alors ionisé et ces ions bombardent alors la cathode, arrachant des atomes à celle-ci. Ces atomes sont donc libres et sont excités par chocs: il y a émission atomique de l'élément constituant la cathode creuse. La particularité du rayonnement ainsi émis est qu'il est constitué de raies très intenses et très fines.

#### **IV.3.2. Le nébuliseur**

L'échantillon à analyser est en solution. Celle-ci est aspirée au moyen d'un capillaire par le nébuliseur. A l'orifice du nébuliseur, du fait de l'éjection d'un gaz à grande vitesse, il se crée une dépression (effet Venturi). La solution d'analyse est alors aspirée dans le capillaire et à la sortie, elle est pulvérisée en un aérosol constitué de fines gouttelettes. Cet aérosol pénètre alors dans la chambre de nébulisation dont le rôle est de faire éclater les gouttelettes et d'éliminer les plus grosses. Ce brouillard homogène pénètre alors dans le brûleur.

#### **IV.3.3. La flamme – atomisation**



**Figure II. 6.** *Schéma de l'absorption atomique*

L'aérosol pénètre dans le brûleur puis dans la flamme. Au bout d'un certain parcours au seuil de la flamme, le solvant de la gouttelette est éliminé, il reste les sels ou particules solides qui sont alors fondus, vaporisés puis atomisés.

La flamme air acétylène est la plus répandue et permet de réaliser le dosage de nombreux éléments. Sa température est de 2500°C environ.

A la place d'une flamme, on peut également utiliser un four cylindrique en graphite pour atomiser l'échantillon.

La lumière qui quitte la source n'est pas monochromatique. On obtient un spectre de raies contenant :

- les raies de l'élément à doser.
- les raies du gaz de remplissage dans la source.
- les raies d'éventuelles impuretés.
- les raies de l'atomiseur (flamme).

Le rôle du monochromateur consiste à éliminer toute la lumière, quelle que soit son origine, ayant une longueur d'onde différente de celle à laquelle on travaille.

### IV.3.4. Le détecteur

Le faisceau arrive ensuite sur le détecteur. Ce dernier mesure les intensités lumineuses nécessaires au calcul des absorbances. Il est relié à un amplificateur et un dispositif d'acquisition. On détermine:

$$\text{Absorbance spécifique} = \text{Absorbance totale} - \text{Absorbance non spécifique}$$

L'absorption spécifique est due à l'élément à doser (sur une raie). L'absorption non spécifique est due à l'absorption continue de la matrice.

Des mesures permettent la correction des absorptions non spécifiques.

### IV.4. Perturbations Physiques et Chimiques

Un élément est dosé par absorption de sa raie la plus intense. Cependant, plusieurs facteurs peuvent affecter la position des raies donc conduire à des dosages inexacts.

Les interférences perturbant l'analyse sont de quatre types:

- ✓ chimique.
- ✓ d'ionisation.
- ✓ physique.
- ✓ spectrale.

#### IV.4.1. Interférences spectrales (= absorptions non spécifiques)

Ces phénomènes ont leur siège dans la source d'atomisation et affectent la mesure spectrale d'absorbance de l'analyte:

- par superposition de raies: raie de l'élément à doser et raie appartenant à un autre élément
- par superposition d'absorbances provenant de molécules

- par la diffusion de la lumière incidente sur des particules solides ou liquides présentes dans l'atomiseur.

Elles se traduisent souvent par une **translation** de la droite d'étalonnage établie en milieu complexe, par rapport à celle obtenue en milieu simple (interférences additives).

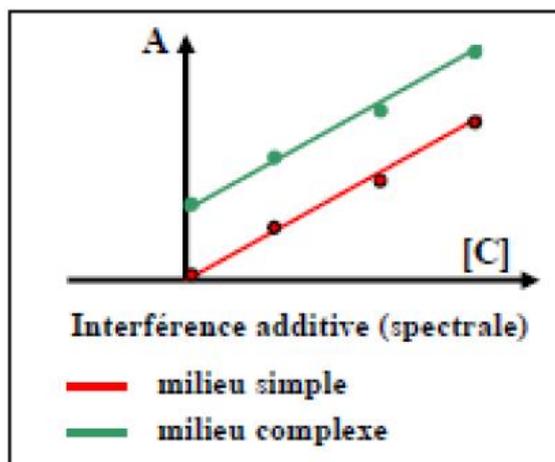


Figure II.7. Interférences spectrales d'absorbance

#### IV.4.2. Correction des interférences spectrales

Le rôle des correcteurs est de mesurer automatiquement les absorbances non spécifiques dues aux interférents en tout genre afin de les soustraire de l'absorbance. Lors des réglages préliminaires de l'appareil (c.à.d. en l'absence d'échantillon), il faut ajuster  $\log I_0/I = 0$  si on veut obtenir une mesure correcte.

#### IV.4.3. Interférences chimiques

Elles sont dues au fait que certains sels métalliques sont difficiles à atomiser, ou qu'ils forment des oxydes réfractaires dans la flamme.

L'anion qui accompagne le cation que l'on dose joue un rôle important dans ce cadre:

Exemple: Le  $\text{CaCl}_2$  est plus facile à atomiser, donc plus facile à doser que du Ca sous forme de  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$  : phosphate tricalcique.

Donc, on n'utilise jamais l'acide phosphorique comme acide redissoudre les échantillons après minéralisation, car il forme des phosphates difficiles à atomiser.

#### IV.4.4. Correction des interférences chimiques

Il faudra faire l'étalonnage et les dosages sous la même forme saline; par exemple, si on dose du Ca dans  $\text{CaCl}_2$ , on prendra  $\text{CaCl}_2$  pour faire la gamme d'étalonnage

#### **IV.4.5. Interférences physiques**

Elles sont généralement liées aux propriétés physiques des solutions étudiées (changement de viscosité entre les étalons et les échantillons).

Si la solution dans laquelle on veut doser un métal donné renferme un ou plusieurs autres ions en concentration importante, quand on va provoquer la nébulisation de la solution dans une flamme, ces autres sels métalliques s'insolubilisent.

\* Il y a formation de petites particules qui vont physiquement provoquer des perturbations, car ils dispersent la lumière.

Ce phénomène est appelé le scattering effect: effet de diffusion de la lumière par des particules qui s'insolubilisent dans la flamme.

#### **IV.4.6. Correction des interférences physiques**

\* On fait une mesure à la longueur d'onde de la raie de résonance.

➤ On a l'absorption atomique, et la diffusion de la lumière par les particules.

\* On se place à une longueur d'onde complètement différente de la raie de résonance:

➤ Le métal n'absorbe plus.

Mais il y a toujours la diffusion de la lumière par les particules qui s'insolubilisent.

\* On fait la différence des 2 mesures: d'où l'absorption du métal que l'on veut doser.

Les interférences chimiques et physiques entraînent un changement de pente de la droite par rapport à la droite d'étalonnage établie en milieu simple.

#### **IV.4.7. Interférences d'ionisation**

Les interférences d'ionisation se rencontrent lorsque l'analyte est un élément facilement ionisable, car tout atome qui s'ionise ne peut plus être dosé. On choisit donc des conditions de température qui permettent d'éviter l'ionisation. Cependant, on ne peut pas toujours l'éviter: la présence d'un autre élément plus facilement ionisable modifie l'équilibre d'ionisation de l'analyte. Il peut être ajouté sciemment afin de diminuer l'ionisation de l'analyte (effet tampon) et donc accroître l'absorbance.

#### **IV.4.8. Correction des interférences d'ionisation**

-Si on veut doser les alcalino-terreux (ex : Ca), pour éviter l'ionisation, on ajoute dans la solution à doser des éléments qui s'ionisent davantage (ex : un alcalin)

➤ Le Ca est protégé.

- Pour doser les alcalins, il existe un élément qui s'ionise plus facilement qu'eux : un sel de tantale.

➤ Il y a protection de l'alcalin, car ce sel supporte l'ionisation.

### IV.5. Dosage par Absorption Atomique

La courbe d'étalonnage est déterminée de deux manières différentes:

- **Etalonnage direct** → matrice simple (un seul élément à doser)

- **Méthode des ajouts dosés** → matrice complexe ou inconnue.

#### Remarques:

- S'assurer de la similitude de composition (solvant, concentration en acide, teneur en sels...) entre les solutions d'étalonnage et d'échantillons.

- Ne pas comparer des échantillons en solution organique à des étalons aqueux.

### IV.6. Quelques Applications

La spectrophotométrie d'absorption atomique est essentiellement une méthode d'analyse quantitative qui convient beaucoup mieux à la détermination des traces qu'à celle des composants majeurs.

La spectrométrie d'absorption atomique permet le dosage de nombreux matériaux inorganiques (roches et minerais, métaux et alliages...). Elle est donc très adaptée à l'étude du matériel archéologique. Elle permet aussi de quantifier les éléments métalliques en solutions (Gestion des déchets).

Citons quelques exemples:

- l'analyse des constituants majeurs et mineurs de céramiques archéologiques
- le dosage du Ca, Sr, Zn dans les os
- l'analyse des éléments traces pour identification des pierres
- la dégradation des verres
- dosage des particules métalliques (Cu, Fe...) dans le papier
- l'analyse des eaux
- l'analyse des tissus végétaux et animaux, des liquides biologiques
- l'analyse des aliments et boissons
- l'analyse des sols, engrais et sédiments
- l'analyse des produits industriels

**Avantages:** haute sensibilité, grande spécificité, rapidité, faible quantité de substance nécessaire (1 mL de la solution peut suffire) et facilité de préparation des solutions étalons.

**Inconvénients:** nécessité d'utiliser pour chaque élément à doser une source caractéristique, technique d'analyse destructrice, domaine d'application limité presque exclusivement aux métaux (Cu, Zn, Pb, Cr, Fe, Cd etc...), nécessité d'avoir des concentrations assez faibles.

## V. Méthodes d'évaluation de la pollution par les métaux lourds

### V.1. Indice de géo-accumulation (*I<sub>géo</sub>*) des échantillons de sol

Les niveaux de contamination des ETM dans les sols urbains sont évalués à l'aide de l'indice de géoaccumulation (*I<sub>géo</sub>*) introduit par Muller (1969)<sup>41</sup>. L'indice d'accumulation géographique<sup>42</sup> est un critère fondamental pour évaluer la gravité de la contamination minérale. Cet indicateur expérimental compare une concentration spécifique à une valeur considérée comme un fond géochimique. Cette méthode est largement utilisée dans les études européennes sur les ETM depuis la fin des années 1960<sup>43,44,45</sup>.

L'*I<sub>géo</sub>* est utilisé pour évaluer la contamination par les ETM dans les sols urbains en comparant les concentrations actuelles et préindustrielles, bien qu'il ne soit pas toujours facile d'atteindre les couches de sédiments préindustrielles.

Les valeurs de *I<sub>géo</sub>* ont été calculées selon l'équation 1 introduite par Muller. Cette méthode a été largement utilisée pour évaluer la qualité du sol ou des sédiments.

$$I_{géo} = \log_2 (C_n / 1.5 B_n)$$

Où  $C_n$  est la concentration mesurée de l'élément dans l'échantillon de sol.

$B_n$  est le fond géochimique de l'élément tiré de la littérature ou soit directement mesuré dans le sol de la pré-civilisation du sol de cette région en (mg / kg). Dans cette étude, les valeurs de

---

<sup>41</sup> Muller, G. **1969**. Index of Geo-Accumulation in Sediments of the Rhine River. *GeoJournal*. 2:108-118

<sup>42</sup> Oumar B., Ekengele N.L., Balla O.A.D., **2014**. Évaluation du niveau de pollution par les métaux lourds des lacs Bini et Dang, Région de l'Adamaoua, Cameroun. *Afri. Sci. J.* 10(2) : 184 – 198.

<sup>43</sup> Binggan Wei, Fengqing Jiang, Xuemei Li and Shuyong Mu, **2009**. Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in urban road dusts from Urumqi, NW China. *Microchemical Journal*. 93: 147– 152.

<sup>44</sup> P.S. Harikumar and T.S. Jisha, **2010**. Distribution pattern of trace metal pollutants in the sediments of an urban wetland in the southwest coast of India. *International Journal of Engineering Science and Technology*. 2(5): 840-850.

<sup>45</sup> State Environmental Protection Administration. SEPA Environmental Quality Standard for Soils; GB15618–**1995**; State Environmental Protection Administration: Beijing, China,.

B<sub>n</sub> utilisées dans cet article est les valeurs standard de premier niveau fournies dans le document de la chine<sup>46</sup>. GB15618-1995<sup>47</sup>, par ce que nous n'avons pas de valeurs de fond d'élémental dans le sol de la région étudié.

Le facteur 1.5 est introduit pour minimiser l'effet des variations possibles des valeurs de fond, qui peuvent être attribuées à l'effet lithogénique.

Classes descriptives d'identification de la contamination des sols sur les valeurs de I<sub>géo</sub> proposées par Muller (1969), composé de 7 classes comme suit (Tableau II.1) :

**Tableau II.1.** Classes de l'indice de géo-accumulation I<sub>géo</sub>.

Classe	Valeur	Qualité des sols urbains
classe 0	I <sub>géo</sub> < 0	non contaminées
classe 1	0 < I <sub>géo</sub> ≤ 1	non contaminé à modérément contaminé
classe 2	1 < I <sub>géo</sub> ≤ 2	moyennement contaminé
classe 3	2 < I <sub>géo</sub> ≤ 3	moyennement à fortement contaminés
classe 4	3 < I <sub>géo</sub> ≤ 4	fortement contaminé
classe 5	4 < I <sub>géo</sub> ≤ 5	fortement à extrêmement contaminé
classe 6	I <sub>géo</sub> > 5	extrêmement contaminé.

## V.2. Indice de pollution (IP) & indice de pollution intégré (IPI)

Pour évaluer davantage la qualité de sol, un indice de pollution (IP) de chaque métal et un indice de pollution intégré (IPI) des métaux ont été attribués à chaque métal. L'IP de chaque élément a été défini comme le rapport de la concentration en ETM dans l'étude au fond concentration du métal correspondant dans la ville sous la formulation suivante<sup>48</sup>.

$$PI = C_n / B_n$$

Où C<sub>n</sub> est la concentration mesurée de l'élément dans l'environnement,

<sup>46</sup> CEPA (Chinese Environmental Protection Administration), 1990. Elemental background values of soils in China, Environmental Science Press of China, Beijing,

<sup>47</sup> Xiao, Q.; Zong, Y.; Lu, S. 2015. Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 120, 377–385.

<sup>48</sup> X. Lu, L. Wang, K. Lei, J. Huang, Y. Zhai, 2008. Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China, *J. Hazard. Mater.* doi:10.1016/j.jhazmat.2008.04.052

$B_n$  est la valeur de fond géochimique dans le sol. Dans cette étude, les valeurs de fond de sol en Cr, Cu, Pb et Zn utilisées dans la province du Sichuan étaient respectivement de 61 ; 22,6 ; 26 et 100 mg / kg<sup>49</sup>.

Le IPI intégré révèle l'état de pollution global d'un échantillon, il est défini comme la valeur moyenne de l'indice de pollution (PI) d'un élément.

Le IPI peut être calculé à partir de  $(PI_1 * PI_2 * PI_3 * \dots * PI_n)^{1/n}$ , Il est classé comme suit (Tableau II.2)<sup>50,51</sup>:

**Tableau II.2.** Classes de l'indice de pollution intégré (IPI)

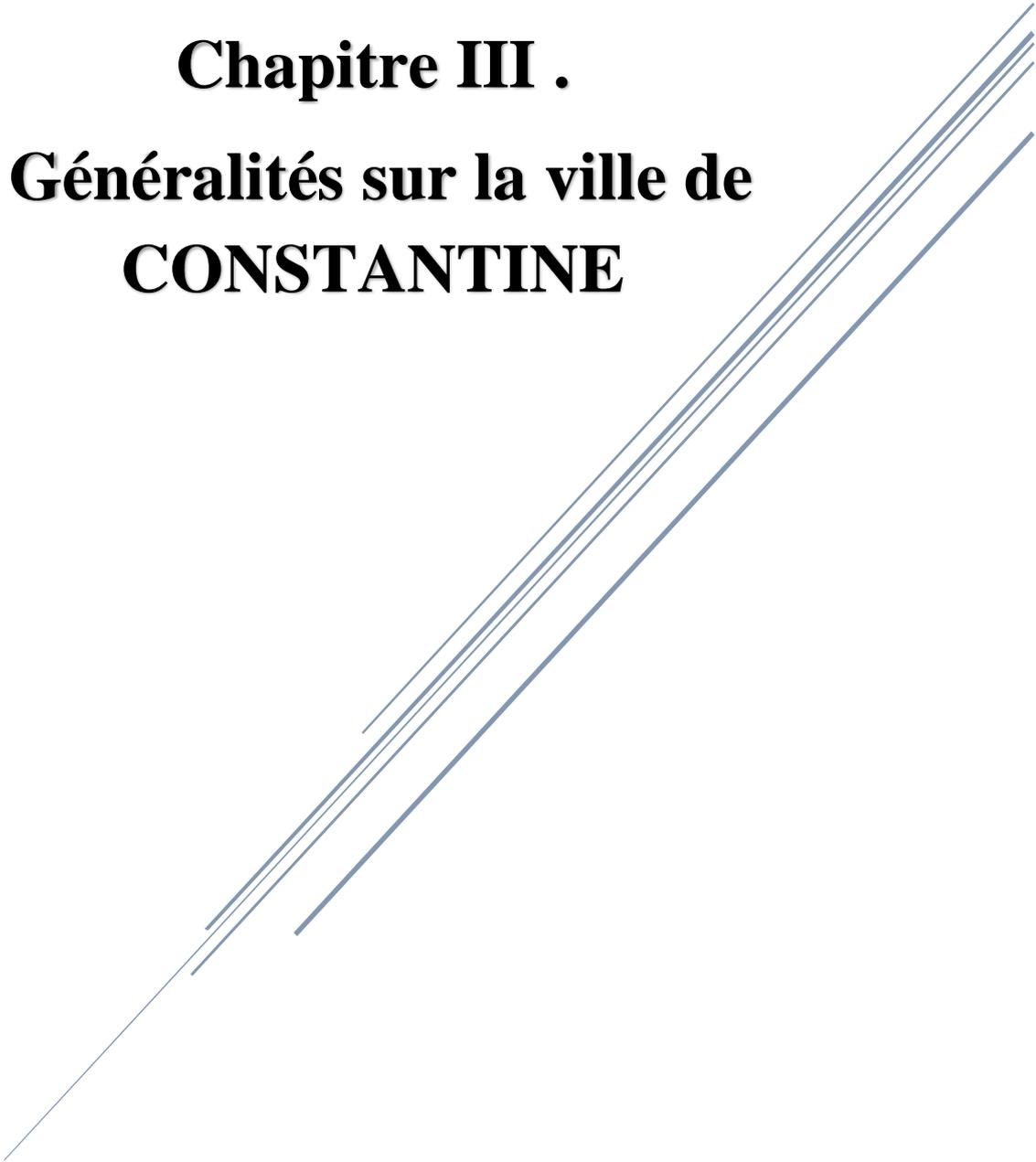
Classe	Valeur	Qualité des sols urbains
1	$IPI \leq 1$	faible niveau de pollution
2	$1 < IPI \leq 2$	niveau de pollution modéré
3	$2 < IPI \leq 5$	niveau élevé de pollution
4	$IPI > 5$	niveau de pollution extrêmement élevé

<sup>49</sup> Binggan W;ei a,b, Linsheng Yang a, **2010**. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal*. 94:99–107

<sup>50</sup> B. Wei, F. Jiang, X. Li, S. Mu, **2009**. Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in urban road dusts from Urumqi, NW China, *Microchemical Journal*, doi:10.1016/j.microc.2009.06.001.

<sup>51</sup> G. Zheng, **2008**. Investigation and assessment on heavy metal pollution of farming soil in the Jinghe river basin, Arid Zone. *Research*. 25: 627–630.

**Chapitre III .**  
**Généralités sur la ville de**  
**CONSTANTINE**



### I.Situation géographique de la région d'étude

Constantine se situe entre latitude  $36^{\circ} 17'$  et la longitude  $6^{\circ} 37'$  en plein centre de l'Est algérien, précisément à 245 km des frontières algéro-tunisiennes, à 431 km de la capitale Alger et à 60 km de Mila vers l'ouest, à 89 km de Skikda vers le Nord et à 235 km de Biskra vers le Sud. Et à 130 km de Setif.

Elle est bâtie sur un majestueux ROCHER situé sur les deux côtés de OUED RHUMEL, elle est ainsi cernée par de véritables obstacles naturels; les repères géographiques montrent que la région n'est pas homogène par rapport à sa position et par rapport au niveau de la mer. Elle se situe entre les deux lignes KENTOUR 400 et 800 m et 1200 m vers le Sud.

De par ses potentialités économiques et sociales, la ville de Constantine se place parmi les villes les plus importantes du pays, elle s'étend sur une superficie de l'ordre de 2297,20 Km<sup>2</sup>.

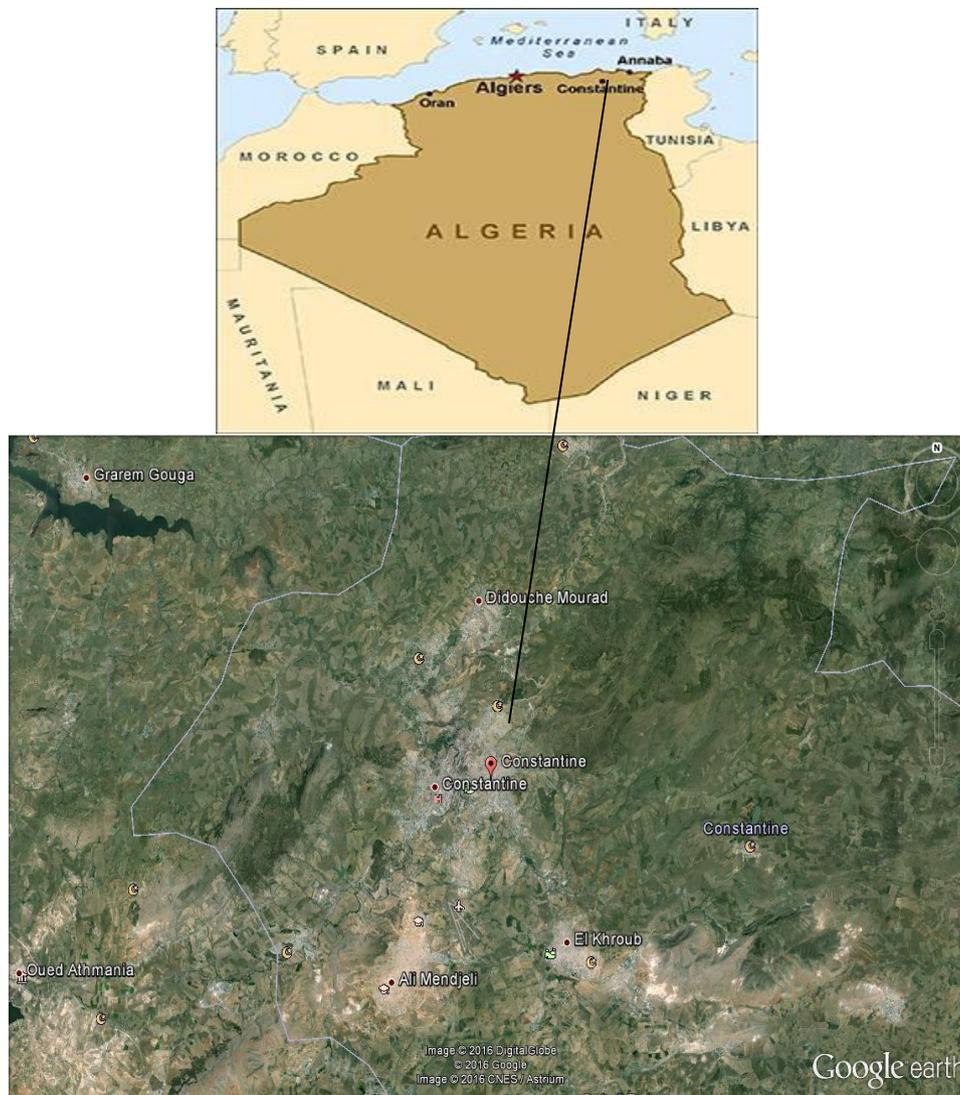


Figure.III.1 : figure satellitaire de la région d'étude

La ville de Constantine se situe à l'est du pays et limitée de:

- au nord par la wilaya de Skikda.
- à l'est par la wilaya de Guelma.
- à l'ouest par la wilaya de Mila
- au Sud par la wilaya d'Oum el Bouaghi.



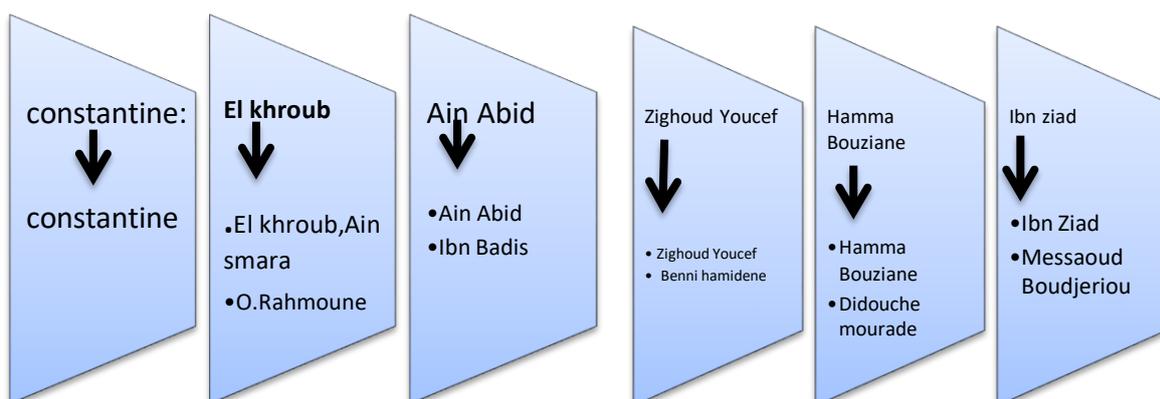
Figure.III.2.La situation géographique de la ville de Constantine

## II. Structure de la Population

Constantine a une population de 0,6 million d'habitants (1 300 000 avec l'agglomération), en 2015 par contre 938 475 habitants en 2008 .ce qui en fait la troisième ville la plus grande du pays après Alger et Oran. La province de Constantine a une superficie de 2187 km<sup>2</sup> .

## III. Aspect Administratif

Administrativement, la Ville est. divisée en 12 communes organisées en 6 daïras:



## IV. Le Relief

### IV.1. La zone montagneuse au nord

Ces formations sont le prolongement de la chaîne tellienne qui s'abaisse vers l'Est .elles prennent des directions d'ensemble Sud-Ouest et Nord-Est qui sont dominées respectivement

par le mont de Chettaba et le massif de Djebel Ouahch. A l'extrême Nord aux limites de la wilaya de Mila et Skikda on trouve le mont Sidi Driss qui culmine à 1364 m d'altitude.



**Figure.III.3.** La zone montagneuse de la ville de Constantine

### IV.2. La zone des bassins intérieurs

Cet ensemble en forme de dépression s'étend d'Est-Ouest de Ferdjioua dans la wilaya de Mila à Zighoud-Youcef. Elle est limitée au Sud par les hautes plaines avec une altitude variant de 500 à 600 m; cet ensemble composée de basses collines est entrecoupé par les vallées du RHUMEL et de Bumerzoug.



**Figure.III.4.** La zone des bassins intérieurs de la ville de Constantine.

### IV.3. La zone des hautes plaines

Située en Sud-Est de la wilaya entre les chaînes intérieures de l'atlas tellien et l'atlas saharien, elles s'étendent sur les communes de Ain Abid et Ouled Rahmoune.



**Figure.III.5.** La zone des hautes plaines de la ville de Constantine

**V. Le climat**

La région de Constantine est soumise à un régime climatique double :

- Au Nord : c'est un régime sub humide avec des précipitations moyennes annuelles dépassant le plus souvent les 600 mm.
- Au Sud : c'est plutôt un régime semi-aride qui l'emporte avec une pluviométrie moyenne annuelle le plus souvent en dessous de 600 mm.

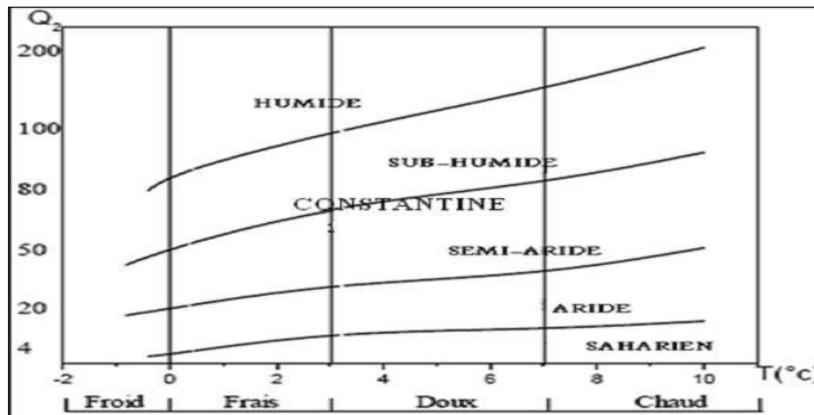


Figure.III.6 .Climagramme de la région de Constantine (Derouiche, 2008)

**VI. Infrastructure de Base**

**VI.1. Réseau routier**

De par sa position de carrefour entre le sud-est du pays et la côte méditerranéenne d’une part et entre l’est et le centre du pays d’autre part, la wilaya de Constantine est relativement bien équipée en infrastructure de base. La wilaya est traversée par 07 routes nationales, 21 chemins de la wilaya et une multitude de chemins communaux

Tableau III.1. les réseaux routiers dans la ville de CONSTANTINE

Désignation	Longeur/Km
Route Nationales	268.2
Autoroute Est-Ouest	15
Chemin de wilaya	403
Chemins communaux	615

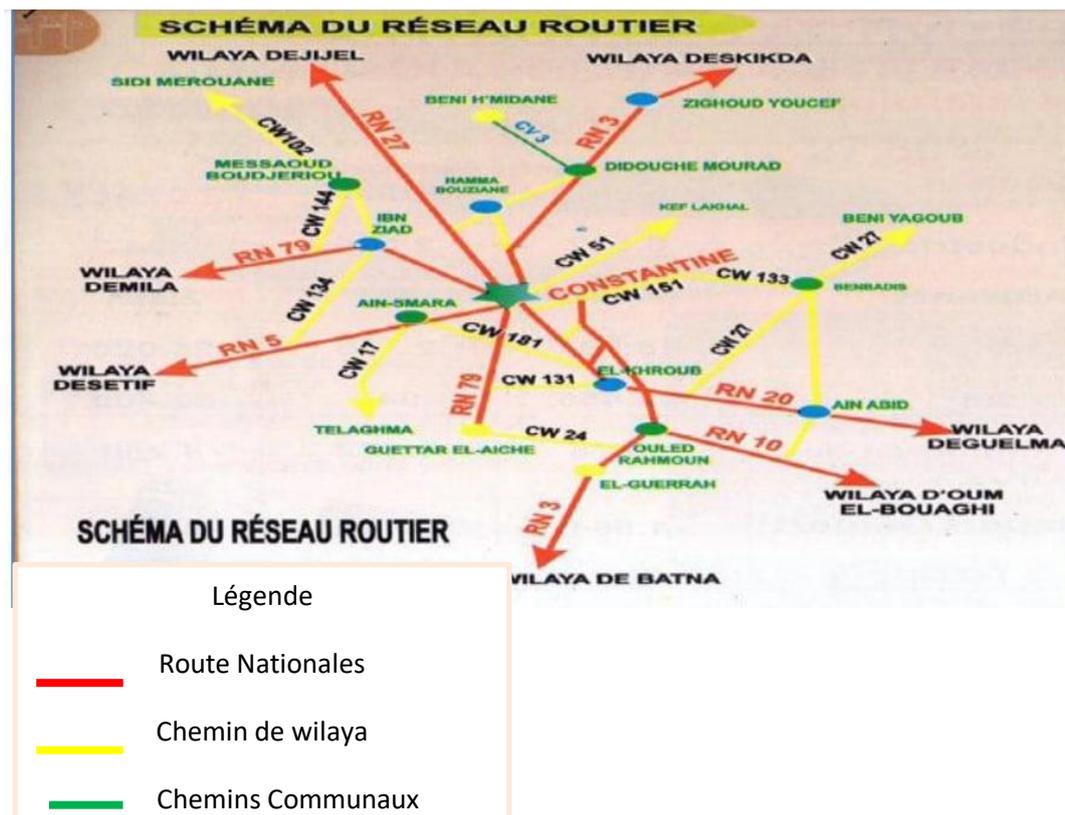


Figure.III.7 .les réseaux routiers dans la ville de Constantine

### VI.2. Réseau Ferroviaire

Le chemin de fer traverse la wilaya de Constantine sur une longueur de 97 Km renforcée par le doublement de la voie entre EL-Gourzi Commune de Ouled Rahmoun et Ramdane Djamel ( W de Skikda ).



Figure.III.8. Réseau Ferroviaire de la ville de Constantine

### VI.3. Réseau Aéroportuaire

La wilaya dispose d'un aéroport international (Med Boudiaf) situé à 10 Km du centre-ville du chef-lieu et connaît un trafic très important surtout après sa dotation d'une deuxième piste d'atterrissage.



Figure.III.9. Réseau Aéroportuaire de la ville de Constantine

### VI.4. Réseau électrique

- Taux d'électrification urbain: 96%.
- Taux de couverture en gaz de ville: 73 %.

### VII. Secteur de l'Agriculture

L'activité agricole de la wilaya peut entraîner en amont des activités de l'agro-alimentaire, à savoir les meuneries, semoulières, fromageries, conserveries des fruits et légumes, les entreprises frigorifiques, les tanneries et les fabricants des aliments de bétails.



Figure.III.10. Le Secteur de l'Agriculture de la ville de Constantine

La situation privilégiée de Constantine l'inscrit dans un domaine environnemental pourvue en richesses naturelles dont les principaux indicateurs sont :

- Superficie agricole utile est de : **131 096 ha** soit **71,91 %** de la SAT dont irriguée: **2980 ha** soit **2,30%** de la SAU.
- Parcours: **51 290ha** soit **28,10 %** de la SAT.
- Forêts: **27 719 ha** soit **12,4 %** de la STW.

Les terres sont classées en :

- Sols fertiles : **82 970 ha** soit **37,2 %** destinés prioritairement à l'activité agricole
- Sols moyennement fertiles : **54.660 ha** soit **24,5%** à vocation agricole.
- Sols à faibles potentialités : **75.620 ha** soit **33,9%** de nature forestière et pastorale.
- Sols à potentialités nulles : **9.950 ha**.

### **Production Animale :**

- Production de viande rouge : 51472 quintaux.

- Production de viande blanche : 37282quintaux.

**Production laitière :**

- Lait : 91371L
- Lait de vache : 83422L
- Collecte du lait : 34768 288 L.

**VIII. Education et Formation**

Pour les trois cycles confondus la situation se présente comme suit :

- 49 lycées au profit de 32 421 élèves
- 121 CEM au profit de 77 470 élèves
- 357 écoles au profit de 83 113 élèves.

**VIII.1. Enseignement supérieur**

L'université abrite près de 64 308 étudiants répartis sur 10 facultés avec une moyenne de 01 enseignant pour 50 étudiants.

L'université Islamique regroupe 3610 étudiants et l'Ecole Normale Supérieure 3220 étudiants.

**VIII.2. Formation professionnelle**

S'exerce sur 17 centres dont 1 annexe et 03 instituts avec une capacité de 6400 places.

La formation dans le secteur privé offre 2595 places.

**IX.Fonciers industriels****\* Zone Industrielle**

**Source: l'Agence Nationale d'intermédiation et de régulation foncière (Aniref**

**Tableau III.2.** Les zone industriels dans la ville de Constantine

N°	Dénomination	Commune	Nombre total de lots créés	Lots disponibles
1	EL Tarf	Ibn badis	203	8
2	Palma	Constantine	98	0
3	Aissa Ben H'mida	Didouche Mourad	205	6
4	24 Février 56	Constantine	69	3

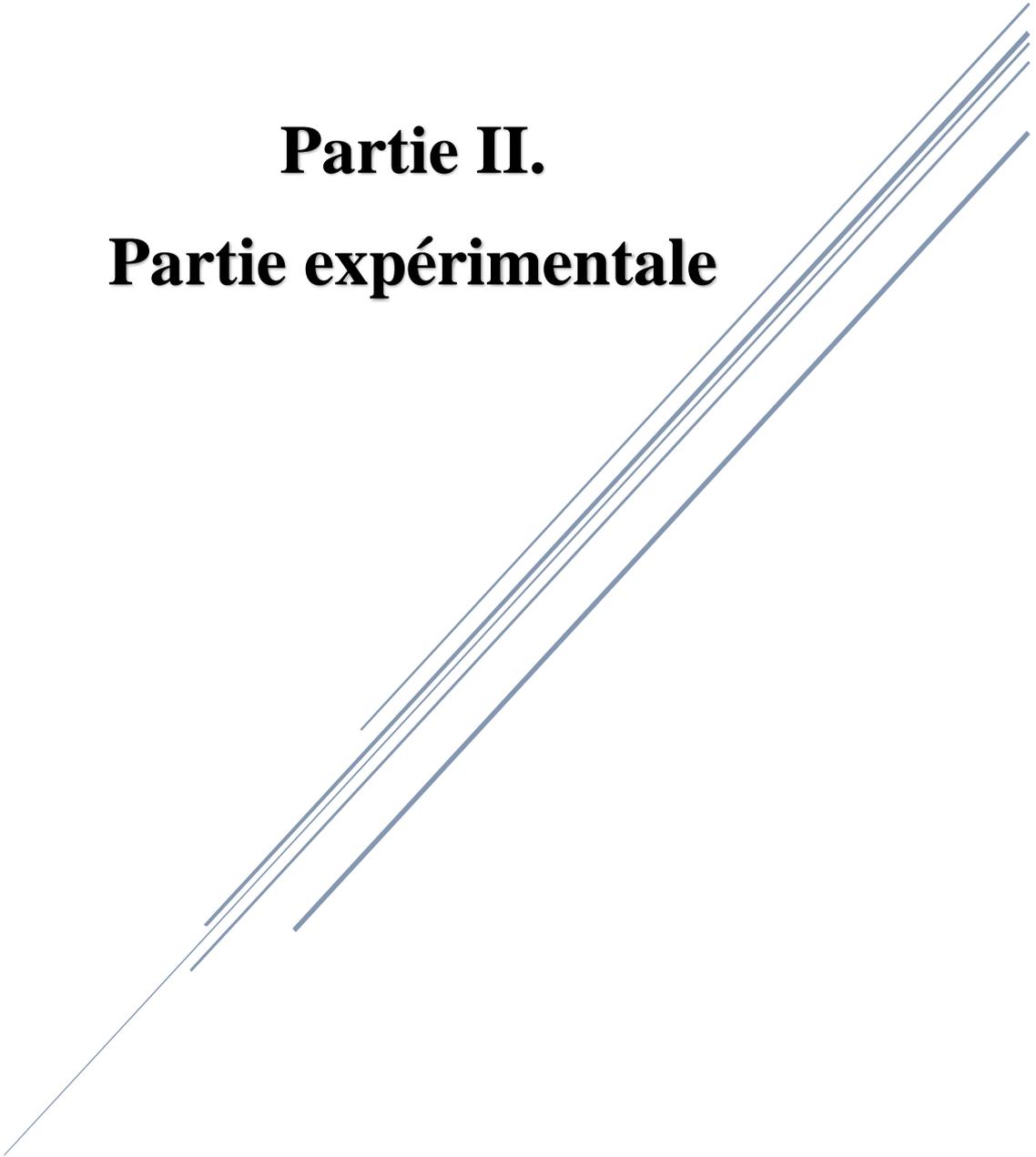
**\* Zone d'activité****Tableau III.3.**Les zones d'activités dans la ville de Constantine

N°	Dénomination	Commune	Nombre total de lots crees	Lots disponibles
1	El Tarf	Ibn Badis	203	8
1	Rhumel	Constantine	83	0
2	Zighoud Youcef	Zighoud Yousef	156	27
3	Ibn Ziad 1	Ibn Ziad	15	0
4	Ibn Ziad 2	Ibn Ziad	41	14
5	Messaoud Boudjeriou	Messaoud Boudjeriou	75	50
6	Ain Abid	Ain Abid	22	2
7	Ibn Badis	Ibn Badis	59	43
8	Chihani Bachir	El Khroub	113	0
9	Ali Mendjeli	El Khroub	244	1
10	Ain Smara	Ain Smara	110	1
11	Bekira	Hamma Bouziane	134	0

**\* Principal Industrie :**

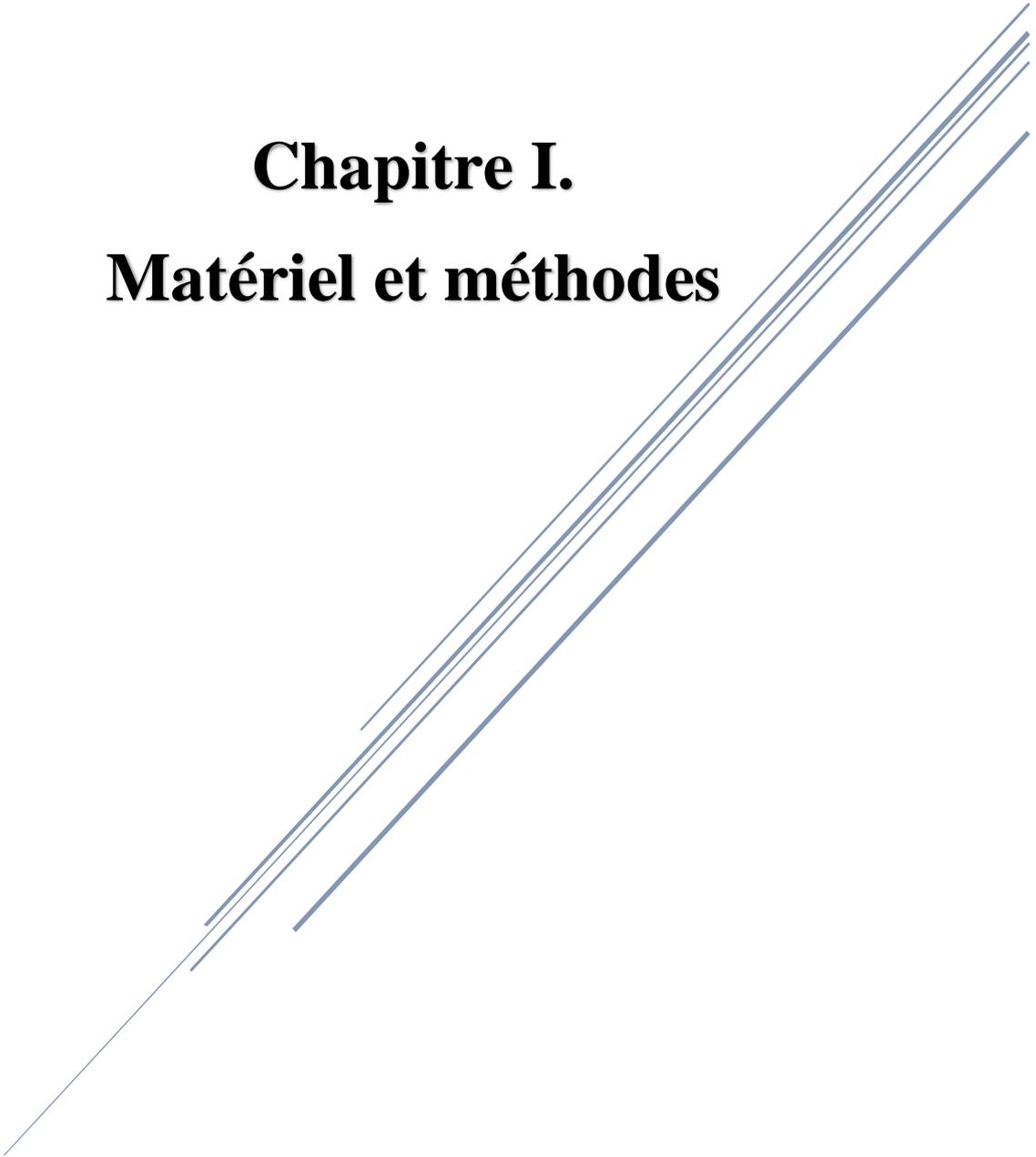
Les principaux activités installées dans ces zones sont l'industrie mécanique, l'industrie pharmaceutique, l'industrie plastique, l'industrie chimie, l'industrie agroalimentaire, les matériaux de construction, l'exploitation des carrières, le complexe de filature et tissage.

**Partie II.**  
**Partie expérimentale**



# **Chapitre I.**

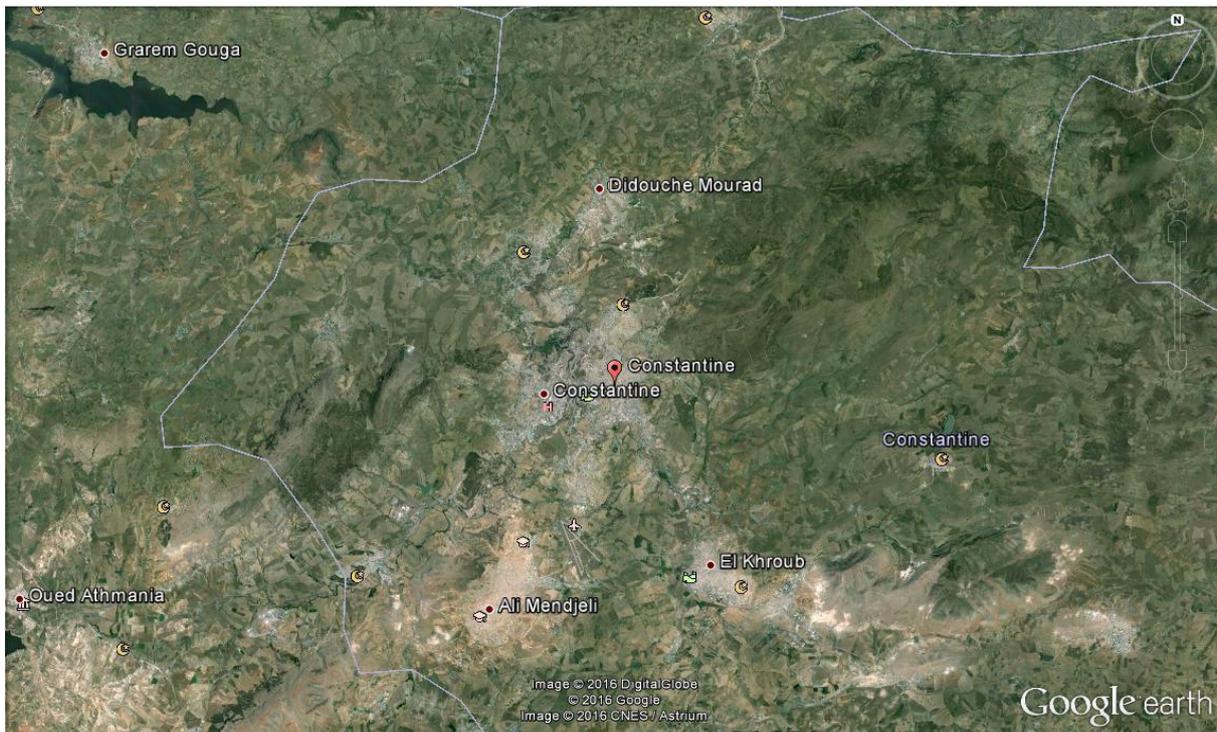
## **Matériel et méthodes**



Le présent travail a été réalisé au laboratoire de Département de Science de la matière, Faculté des sciences exactes et des sciences de la nature et de la vie, Université de Larbi Tebessi .TEBESSA en collaboration avec le Centre de Recherche en Biotechnologie de Constantine (CRBt).

## I. Site étudié

Constantine a une population de 0,6 million d'habitants (1 300 000 avec l'agglomération), ce qui en fait la troisième ville la plus grande du pays après Alger et Oran. La province de Constantine a une superficie de 2187 km<sup>2</sup> et contient sept zones industrielles dont trois sont en construction et 11 parcs d'activités. Les sources industrielles comprennent l'industrie alimentaire, briques et produits en argile connexes, fabrication de ciment, fabrication de verre, fabrication de chaux, , carrières de calcaire et d'argile, industrie pharmaceutique et industrie mécanique. La superficie totale occupée par les zones industrielles et les parcs d'activités de la province a maintenant atteint 1 000 ha. Projets en cours d'agrandissement des parcs existants et la création de nouveaux permettra, à court terme, Constantine, la province qui a la plus grande entreprise et parcs industriels du pays d'une superficie totale de plus de 2 340 ha. Constantine, la province qui a la plus grande entreprise et parcs industriels du pays d'une superficie totale de plus de 2 340 ha. et la région de Constantine est soumise régime climatique double annuelle dépassant le plus souvent les 600 mm. (Figure I.1)



**Figure I.1.** Emplacement de la zone d'étude

## II. Echantillonnage

Un total de 25 échantillons de sol de surface ont été collectés dans la région de CONSTANTINE, en fonction de ses différentes activités du sol, qui sont des terrains industriels, résidentiels, jardins, cimetières et parcs. Les coordonnées géographiques ont été prises à chaque point d'échantillonnage à l'aide d'un GPS (Figure I.2). Les échantillons ont été prélevés en Février, Mars et Avril 2021 à une profondeur de 0 à 2 cm, d'environ 1kg. Les points de prélèvement ont été systématiquement répartis dans la ville de Constantine et ses environs, basés sur une grille régulière de 3x3 km à l'aide d'une cuillère en acier inoxydable, puis placés dans un sac en polyéthylène et transportés au laboratoire. Les échantillons de sol de surface ont été séchés à l'air et homogénéisés à l'aide d'un pilon et d'un mortier. Après le processus d'homogénéisation, les échantillons ont été passés à travers un tamis à mailles de 2 mm et stockés dans des sacs en polyéthylène. Afin d'assurer le contrôle de qualité, tous les appareils ont été lavés à l'acide pendant une nuit et rincés avec de l'eau désionisée avant d'être utilisés. De plus, tous les échantillons ont été analysés en triplicat.

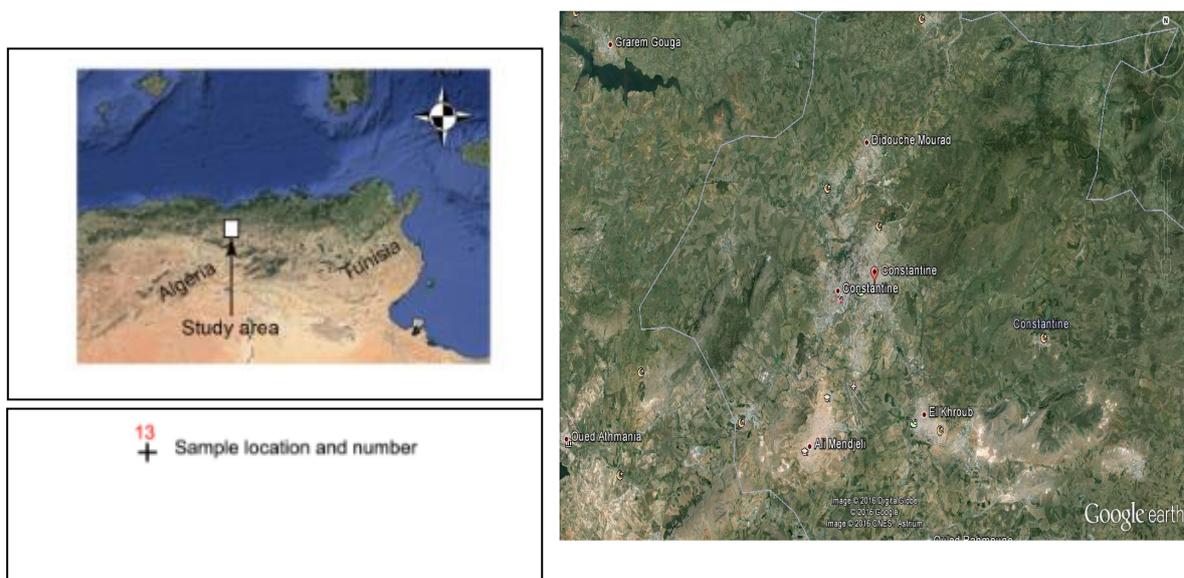


Figure I.2. Emplacement de la zone d'étude

### III. Caractérisation physico-chimique du sol

#### III.1. Mesure du pH<sup>1</sup>

Le pH des sols est une donnée essentielle car l'existence d'une phase minérale, sa spéciation et sa toxicité sont autant des paramètres liés au pH du milieu.

La mesure du pH d'une suspension de sol dans l'eau rend compte de la concentration en ions  $H_3O^+$  à l'état dissocié dans le liquide surnageant.

Un pH-mètre numérique CyberScan pH 510 équipé d'une combinaison d'électrode de verre et de calomel a été utilisé pour la mesure du pH. On a pesé avec précision 10 g de l'échantillon de sol broyé et tamisé dans un bécher en verre propre de 50 ml et on a ajouté 25 ml d'eau désionisée pour former une solution à 1: 2,5 de sol / eau. Ensuite, le bécher contenant le mélange a été placé sur un agitateur automatique et agité pendant 30 min. Pour mesurer le pH, le compteur a été étalonné avec les solutions tampons standard à pH 4 et 7 avant utilisation. Les mesures de pH des mélanges sol / eau ont été effectuées immédiatement après le transfert des échantillons de sol au laboratoire. Les mesures ont été effectuées en immergeant les sondes de pH-mètre étalonnées dans la partie supérieure de la solution de suspension des mélanges jusqu'à ce que les lectures soient stables<sup>2</sup>.

On compare les valeurs du pH selon l'échelle de Gaucher<sup>3</sup> (Tableau I.1).

**Tableau I.1.** La gamme de pH des sols .

pH	Désignation des sols
3 - 4,5	Extrêmement acides
4,5 – 5	Très fortement acides
5 - 5,5	Très acides
5,5 – 6	Acides
6 - 6,75	Faiblement acides
6,75 - 7,25	Neutres
7,25 - 8,5	Alcalins
8,5	Très alcalins

<sup>1</sup> Duthyl J., 1988. Guide des analyses courantes en pédologie. Choix, expression, présentation, interprétation. INRA, Paris, p 172.

<sup>2</sup> Odiyo J O, Bapela H M, Mugwedi R, Chimuka L, 2005. Metals in environmental media: A study of trace and platinum group metals in Thohoyandou, South Africa. *Water*. 31 (4): 581-587

<sup>3</sup> Gauchers F., & Soltser H., 1981. Base de la production végétale : le sol, Edition Techniques agricoles. p 829

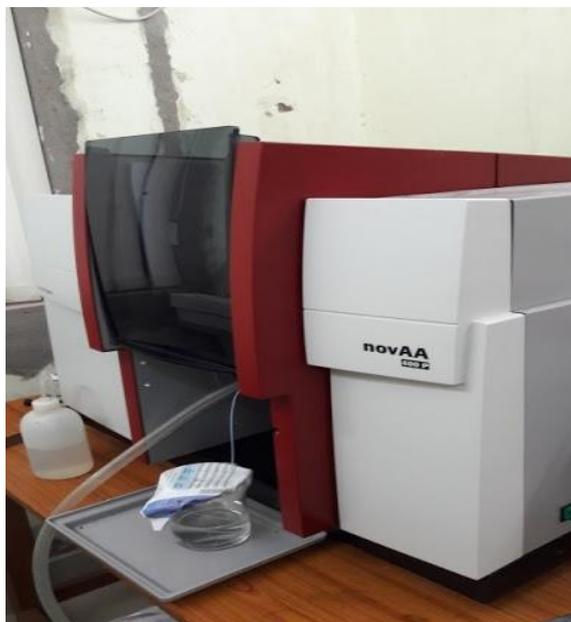
## IV. Technique d'analyse des métaux lourds (SAAF)

### IV.1. Principe

La spectrométrie d'absorption atomique est une technique servant à déterminer la concentration de certains métaux dans un échantillon. Elle fait partie des méthodes classiques d'analyse en chimie analytique. Basée sur des méthodes optiques, elle conduit aussi bien à des résultats qualitatifs qu'à des données quantitatives. L'absorption est utilisée généralement pour faire un dosage d'un élément<sup>4</sup>.

Les concentrations en métaux lourds ont été déterminées par spectroscopie d'absorption atomique à flamme (SAAF; Analytik Jena NovAA 400)<sup>5</sup> au sein du Centre de Recherche en Biotechnologie de Constantine (CRBt). (Figure I.3). Cette méthode était la plus pratique et pouvait être adaptée de manière appropriée à une concentration de mesure supérieure à 30 éléments et une calibration de courbe de 1-5mgL<sup>-1</sup>.

Les caractéristiques de l'appareil utilisé ainsi que les conditions sont répertoriées dans le tableau I.2



**Figure I. 3.** Spectroscopie d'absorption atomique à flamme; Analytik Jena NovAA 400

---

<sup>4</sup> Sarmani, S. B. **1989**. The determination of heavy metals in water, suspended materials and sediments from Langat River, Malaysia. *Hydrobiologia*, 176(1), 233–238

<sup>5</sup> PINTA M., **1973**. Méthodes de références pour détermination des éléments dans végétaux : Détermination des éléments Ca, Mg, Fe, Mn, Zn et Cu par absorption atomique, *Oléagineuse*, 28 : 87-92.

**Tableau I. 2.** Analyse instrumentale des éléments respectifs par AAS

Élément	Longueur d'onde (nm)	Concentration (ppm)	Coefficient de Correlation (r)	Récupération (%)	Limite de détection (mg / L)
Zn	213.9	0.2, 0.5, 1.0	1.0000	100.2	0.04
Pb	217.0	2.0, 5.0, 10.0	1.0000	99.9	0.25
Cr	422.7	0.1, 0.2, 0.4	0.9999	98.8	0.2
Cu	285.2	0.1, 0.2, 0.3	0.9974	97.9	0.1
Cd	766.5	0.4, 1.0, 2.0	0.9998	99.8	0.02

L'analyse des éléments traces métalliques a été réalisée par la méthode d'attaque acide (l'eau régale).

#### IV.2. Préparation des étalons pour les courbes d'étalonnages

Avant de faire passer les solutions obtenues, les courbes d'étalonnages doit d'être préparé pour chaque élément (Cd, Cr, Cu, Pb et Zn) suivant les étapes :

##### IV.2.1. Préparer la solution mère

Nous avons mesuré 1 g de nitrate de Pb pour 0,5 ml d' HNO<sub>3</sub> et 0,5 ml d'eau distillé puis mélanger et verser dans une fiole de jaugé de 500 ml et compléter avec de l'eau distillé jusqu'au très de jaugé. Les mêmes étapes ont été suivies pour la préparation des solutions mères des autres éléments.

##### IV.2.2. Préparation des étalons pour le Pb

La gamme d'étalonnage du Pb : 0,1-15 mg/l. On a préparé des étalons de 50 ml comme suite :

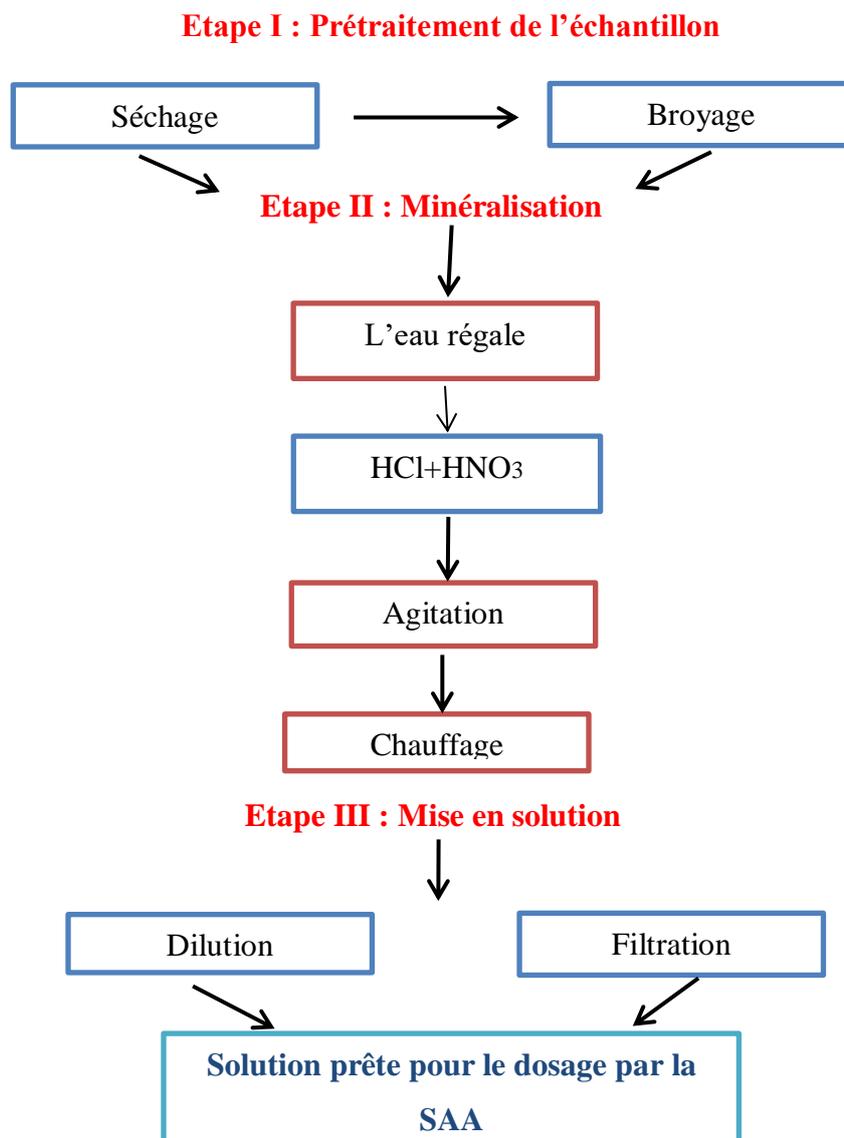
15 mg/l ----- 1000 ml    Correspond à 0,75 mg/l ----- 50 ml

On divise 0,75 par 4 pour avoir les nouvelles concentrations des 4 étalons et on calcule avec la relation de trois les différents volumes qu'on doit prélever de la solution mère les mettre dans des fioles de jaugés de 50 ml puis compléter avec de l'eau distillée jusqu'au trait de jaugé, les mêmes étapes ont été suivi pour les autres éléments. Le tableau I.2 représente les concentrations des étalons préparés.

#### IV.3. Minéralisation

L'étape de digestion est une étape essentielle car elle limite les interférences liées à la matière organique. Dans notre étude, la minéralisation humide a été favorisée et réalisée comme suit:

Un échantillon de 5 g de l'échantillon de sol a été digéré dans une solution contenant 5 ml d'acide nitrique (65%), 10 ml d'acide chlorhydrique (37%) et 10 ml d'eau. L'ensemble est maintenu dans un bain de sable à une température d'environ 300°C jusqu'à séchage complet de l'échantillon. On ajoute 50 ml d'eau à l'échantillon. Après agitation et filtration, Les échantillons sont mis dans des flacons en verre étiquetés et conservés<sup>6</sup>. Les concentrations en métaux totaux ont ensuite été déterminées dans des échantillons acides en utilisant la spectrométrie d'absorption atomique à la flamme pour le Pb, le Zn, le Cr, le Cu, et le Fe. L'organigramme ci-dessous illustre les étapes précédentes

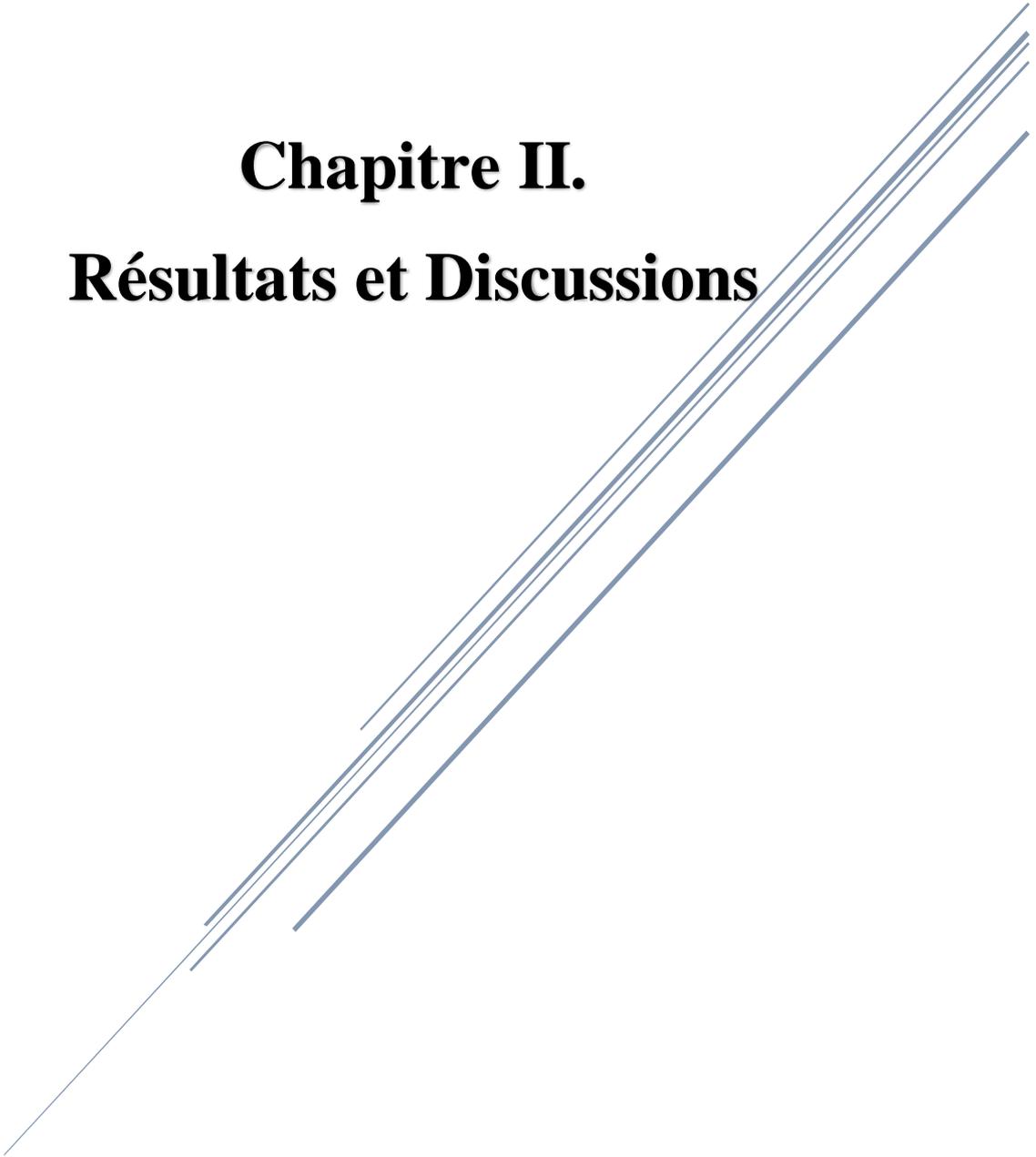


**Figure I. 4.** Organigramme des étapes de préparation des échantillons du sol.

<sup>6</sup> Y. Zhao, X. Shi, B. Huang, D. Yu, H. Wang, W. Sun, I. Oboern, K. Blomback, 2007. Spatial distribution of heavy metals in agricultural soils of an industry-based peri-urban area in Wuxi, China, *Pedosphere*. 17: 44–51

# **Chapitre II.**

## **Résultats et Discussions**



Dans ce chapitre nous allons exposer la totalité des résultats obtenus le long de notre étude.

**II.1. Résultats des mesures physico-chimiques du sol**

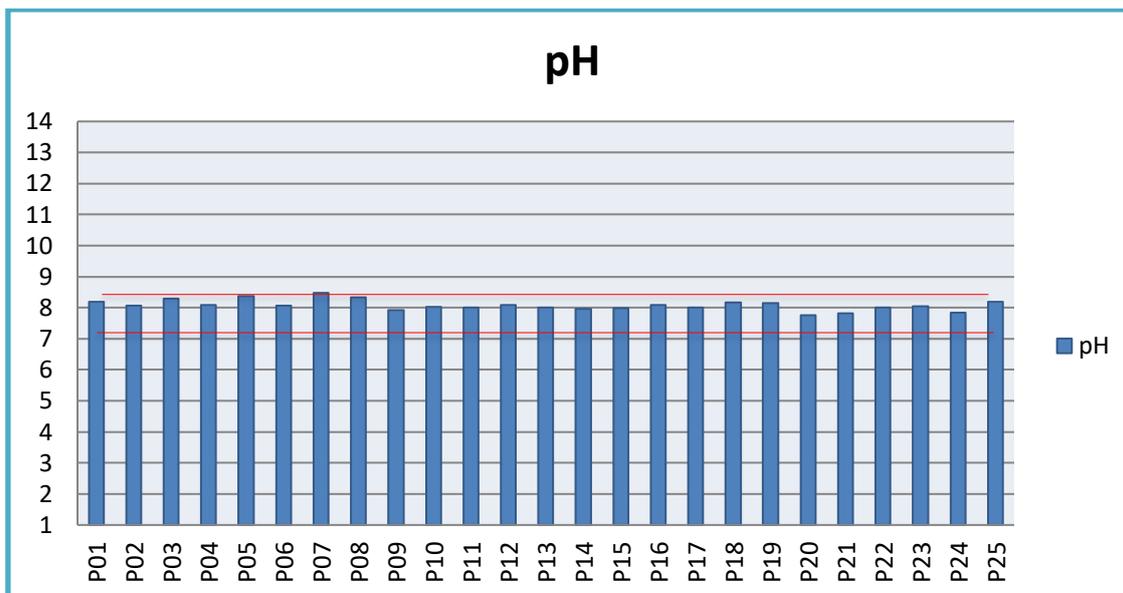
Les résultats de caractérisation physicochimiques de 25 échantillons de sol basés sur une grille régulière de 3x3 km sont récapitulés dans des Tableau et illustrés dans des Figure.

**II.1.1. Evolution du pH**

Les résultats de la mesure du pH des échantillons du sol sont représentés dans le Tableau II.1 et sous forme graphique dans la Figure II.1.

**Tableau II.1.** *Positions et pH de 25 échantillons de sol de la région de la ville de CONSTANTINE*

Ech	Lecture GPS		pH
	N	E	
P01	36° 24'31,58	6° 34'17,42	8,18
P02	36° 24'31,58	6° 36'17,83	8,07
P03	36° 24'31,58	6° 38'18,67	8,30
P04	36° 24'31,58	6° 40'17,30	8,08
P05	36° 24'31,58	6° 42'19,10	8,38
P06	36° 23'00,61	6° 34'17,42	8,06
P07	36° 23'00,61	6° 36'17,83	8,47
P08	36° 23'00,61	6° 38'18,67	8,34
P09	36° 23'00,61	6° 40'17,30	7,92
P10	36° 23'00,61	6° 42'19,10	8,03
P11	36° 21'23,04	6° 34'17,42	8,00
P12	36° 21'23,04	6° 36'17,83	8,09
P13	36° 21'23,04	6° 38'18,67	8,01
P14	36° 21'23,04	6° 40'17,30	7,96
P15	36° 21'23,04	6° 42'19,10	7,98
P16	36° 19'45,65	6° 34'17,42	8,08
P17	36° 19'45,65	6° 36'17,83	8,00
P18	36° 19'45,65	6° 38'18,67	8,17
P19	36° 19'45,65	6° 40'17,30	8,14
P20	36° 19'45,65	6° 42'19,10	7,75
P21	36° 18'08,30	6° 34'17,42	7,81
P22	36° 18'08,30	6° 36'17,83	8,00
P23	36° 18'08,30	6° 38'18,67	8,04
P24	36° 18'08,30	6° 40'17,30	7,84
P25	36° 18'08,30	6° 42'19,10	8,18
<b>Min</b>			7,75
<b>Max</b>			8,47
<b>Moy</b>			8,07



**Figure.II.1.** Histogramme de pH pour 25 échantillons de sol de la région de la ville de CONSTANTINE.

Le pH est le premier indicateur de toute évolution physico-chimique des sols. La variation de pH (naturelle ou anthropique) semble être le coefficient dont l'action sur la mobilité des métaux lourds est la plus déterminante<sup>1,2</sup>.

Les valeurs du pH du sol dans la région de CONSTANTINE mesurées durant 25 échantillons de sol montrent que la valeur minimale de pH= 7,75 et la valeur maximale du pH= 8,47 avec une moyenne de pH= 8,07, ce qui indique que le sol est de type alcalin<sup>3</sup> (Tableau II.1 et Figure II.1 ). L'alcalinité du sol peut être attribuée à la présence de carbonates dans le sol.

## II.2. Teneurs totales des ETM dans le sol

Nous représentons ci-dessous les concentrations des ETM dans les sols de la région de la ville de CONSTANTINE (mg Kg<sup>-1</sup>) par rapport aux valeurs limites réglementaires françaises décrites par AFNOR U44-041<sup>4</sup>.

<sup>1</sup> W. Smith and H. Javad. **2003**. *Foundations of Materials Science and Engineering*. Edition McGraw-Hill Professional. ISBN : 0-07-292194-3, p 223.

<sup>2</sup> A. Manceau, M.C. Boisset, J.L. Sarret, J.L. Hazemann, M. Mench, P.Cambier and R. Prost. **1996**. Direct determination in contaminated soils by EXAFS spectroscopy, *J. Environ. Sci. Technol.* 30: 1540-1552.

<sup>3</sup> Manta, D., Angelone, M., Bellanca, A., Neri, R., Sprovieri, M., **2002**. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *Sci. Total Environ.* 300 : 229–243.

<sup>4</sup> Agence Française de Normalisation (AFNOR), **1996**. *Qualité des sols*. Recueil de normes Françaises 1996. AFNOR, Paris.

Les concentrations de Cr, Cu, Pb, Zn et Fe pour 25 échantillons du sol de la région de la ville de CONSTANTINE, ainsi que les valeurs de fond des ETM dans le sol sont récapitulés dans des Tableaux et illustrés dans des Figures en utilisant le logiciel GIS.

### II.2.1. Le Cadmium

Les concentrations totales de Cd dans 100% des échantillons étaient inférieures à la limite de détection  $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ . Les concentrations totales de Cd de 100% des échantillons étaient inférieures à  $1,0 \text{ mg kg}^{-1}$ . Selon la littérature, les concentrations de Cd ne dépassent pas  $1,0$  et  $1,1 \text{ mg kg}^{-1}$  pour la plupart des sols de surface dans le monde<sup>5,6</sup>. Par conséquent, les valeurs de Cd à CONSTANTINE et ses environs correspondent probablement à des milieux pédogéochimiques. Les apports de Cd dans les sols peuvent être d'origines différentes (amendements agricoles, boues d'épuration ou dépôts atmosphériques provenant de l'industrie)<sup>8</sup>. Notre étude n'a pas réussi à détecter de fortes concentrations de Cd dans la région de la ville de CONSTANTINE.

### II.2.2. Le Chrome

Les concentrations totales du Cr dans le sol de la région de la ville de CONSTANTINE montrent que la médiane des teneurs est de  $64,45 \text{ mg kg}^{-1}$ . Ces teneurs varient entre une valeur minimale de l'ordre de  $26,1 \text{ mg kg}^{-1}$  et une concentration maximale de l'ordre  $115,23 \text{ mg kg}^{-1}$  (Tableau II. 2). D'une manière générale, les teneurs en Cr obtenues au cours de notre étude ne dépassent pas la limite réglementaire donc ils sont relativement faibles.

Les concentrations de Cr observées dans les sols de la région de la ville de CONSTANTINE sont en accord avec les valeurs de fond pédo-géochimiques<sup>7,8</sup>. Quant au Cd, l'apport de Cr dans les sols peut provenir (entre autres) des engrais phosphatés et des industries métallurgiques. Les faibles concentrations de Cr mesurées dans les sols de notre échantillon

---

<sup>5</sup> Kabata-Pendias, A., 2000. *Trace Elements in Soils and Plants*, third ed. CRC Press, Boca Raton.

<sup>6</sup> Alloway, B.J., 1995b. *Cadmium*. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow, p. 122-151.

<sup>7</sup> McGrath, S.P., 1995. *Chromium and nickel*. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow, p. 152-178.

<sup>8</sup> Möller, A., Müller, H.W., Abdullah, A., Abdelgawad, G., Utermann, J., 2005. Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta. *Geoderma*. 124: 63-71

principal suggèrent que les activités agricoles n'utilisent pas de matériaux contenant du Cr ou n'ont pas encore conduit à une contamination de la zone.

**Tableau II. 2.** Concentrations de Cr dans les sols de la ville de CONSTANTINE ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) par rapport aux limites réglementaires françaises selon AFNOR U44-041 et la valeur de fond dans le sol.

Ech	Lecture GPS		Cr ( $\text{mg/kg}$ )
	N	E	
P01	36° 24'31,58	6° 34'17,42	54,3
P02	36° 24'31,58	6° 36'17,83	84,37
P03	36° 24'31,58	6° 38'18,67	34,65
P04	36° 24'31,58	6° 40'17,30	87,03
P05	36° 24'31,58	6° 42'19,10	50,08
P06	36° 23'00,61	6° 34'17,42	63,9
P07	36° 23'00,61	6° 36'17,83	26,1
P08	36° 23'00,61	6° 38'18,67	100,63
P09	36° 23'00,61	6° 40'17,30	60,31
P10	36° 23'00,61	6° 42'19,10	74,82
P11	36° 21'23,04	6° 34'17,42	45,12
P12	36° 21'23,04	6° 36'17,83	115,23
P13	36° 21'23,04	6° 38'18,67	58,04
P14	36° 21'23,04	6° 40'17,30	104,96
P15	36° 21'23,04	6° 42'19,10	42,7
P16	36° 19'45,65	6° 34'17,42	75,09
P17	36° 19'45,65	6° 36'17,83	70,11
P18	36° 19'45,65	6° 38'18,67	61,17
P19	36° 19'45,65	6° 40'17,30	52,83
P20	36° 19'45,65	6° 42'19,10	70,68
P21	36° 18'08,30	6° 34'17,42	56,59
P22	36° 18'08,30	6° 36'17,83	62,64
P23	36° 18'08,30	6° 38'18,67	44,88
P24	36° 18'08,30	6° 40'17,30	50,89
P25	36° 18'08,30	6° 42'19,10	51,96
<b>Min</b>			26,1
<b>Max</b>			115,23
<b>Moy</b>			64,45
<b>Valeurs de fond</b>			61
<b>Limite réglementaire</b>			150

La courbe de concentration du Cr dans les zones urbaines de la ville de Constantine est présentée dans la figure qui suit (Figure II. 2)

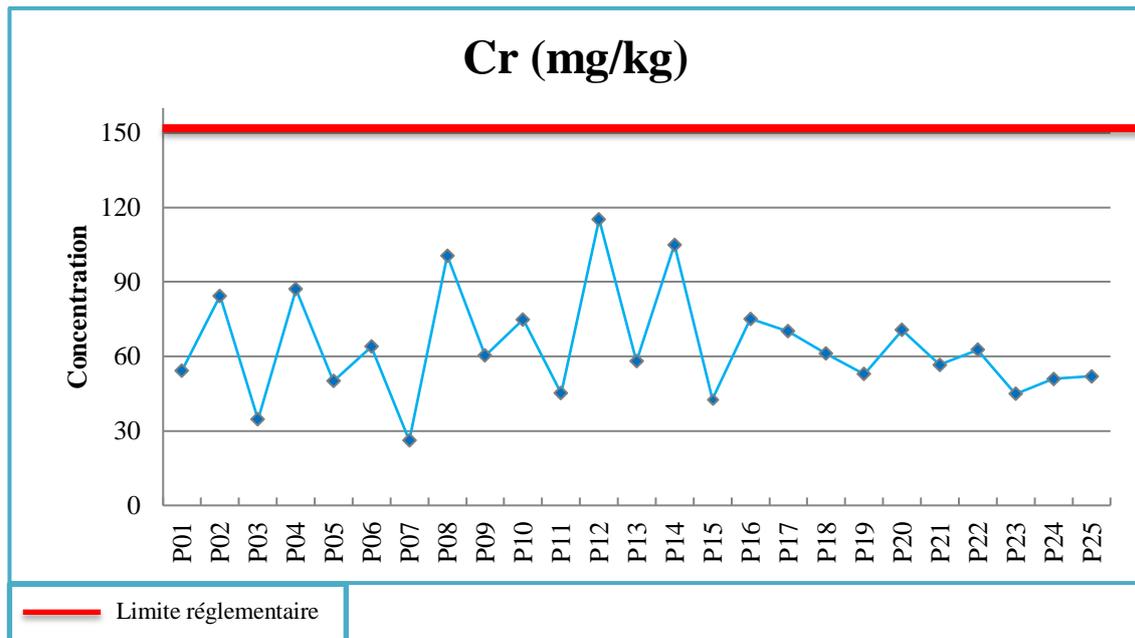


Figure II. 2. Courbe du Cr dans les sols de la région de la ville de Constantine.

### II.2.3. Le Cuivre

La plage des concentrations de Cu est comprise entre 35,16 à 86,42 mg kg<sup>-1</sup>. La valeur de concentration médiane du Cu est de 54,48 mg kg<sup>-1</sup> (Tableau II.3). Cette valeur est similaire à celles obtenues dans les sols « naturels » en Espagne<sup>9</sup> et correspond aux valeurs de fond typiques dans les sols non pollués<sup>10</sup>. Cependant, la limite réglementaire française AFNOR U44-041 (100 mg kg<sup>-1</sup>) est respectée pour tous les échantillons. Habituellement, la contamination du sol par le Cu provient de matières agricoles (et en particulier de fongicides comme la bouillie bordelaise)<sup>12</sup> ou de dépôts atmosphériques provenant de sources industrielles<sup>13</sup>. Ainsi, il est probable que les concentrations de Cu dans la plaine agricole proviennent des activités agricoles plutôt que des activités industrielles de l'usine métallurgique.

<sup>9</sup> Navas, A., Machin, J., 2002. Spatial distribution of heavy metals and arsenic in soils of Aragón (northeast Spain): controlling factors and environmental implications. *Applied Geochemistry*. 17: 961-973.

<sup>10</sup> Baker, D.E., Senft, J.P., 1995. *Copper*. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow, p. 179-205.

**Tableau II.3.** Concentrations de Cu dans les sols de la ville CONSTANTINE (mg kg<sup>-1</sup>) par rapport aux limites réglementaires françaises selon AFNOR U44-041 et la valeur de fond dans le sol.

Ech	Lecture GPS		Cu (mg/kg)
	N	E	
P01	36° 24'31,58	6° 34'17,42	35,16
P02	36° 24'31,58	6° 36'17,83	60,57
P03	36° 24'31,58	6° 38'18,67	38,82
P04	36° 24'31,58	6° 40'17,30	72,04
P05	36° 24'31,58	6° 42'19,10	52,35
P06	36° 23'00,61	6° 34'17,42	50,45
P07	36° 23'00,61	6° 36'17,83	36,12
P08	36° 23'00,61	6° 38'18,67	50,83
P09	36° 23'00,61	6° 40'17,30	46,69
P10	36° 23'00,61	6° 42'19,10	60,71
P11	36° 21'23,04	6° 34'17,42	49,11
P12	36° 21'23,04	6° 36'17,83	65,39
P13	36° 21'23,04	6° 38'18,67	48,75
P14	36° 21'23,04	6° 40'17,30	47,39
P15	36° 21'23,04	6° 42'19,10	62,87
P16	36° 19'45,65	6° 34'17,42	55,04
P17	36° 19'45,65	6° 36'17,83	61,41
P18	36° 19'45,65	6° 38'18,67	56,99
P19	36° 19'45,65	6° 40'17,30	53,53
P20	36° 19'45,65	6° 42'19,10	61,97
P21	36° 18'08,30	6° 34'17,42	86,42
P22	36° 18'08,30	6° 36'17,83	59,46
P23	36° 18'08,30	6° 38'18,67	45,88
P24	36° 18'08,30	6° 40'17,30	48,15
P25	36° 18'08,30	6° 42'19,10	43,42
<b>Min</b>			35,16
<b>Max</b>			86,42
<b>Moy</b>			54,48
<b>Valeurs de fond</b>			22,6
<b>Limite réglementaire</b>			100

La courbe de concentration du Cu dans les zones urbaines de la ville de Constantine est montrée dans la figure ci-après (Figure II.3 )

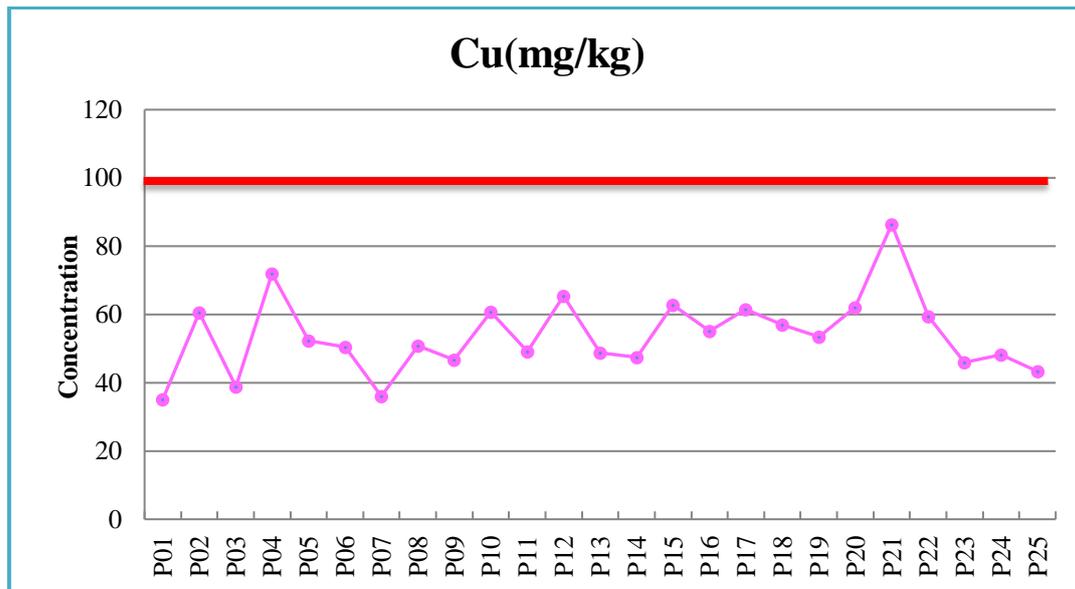


Figure II.3. Courbe du Cu dans les sols de la région de la ville de Constantine

#### II.2.4. Le Plomb

Les concentrations totales de Pb présentent une médiane de  $105,10 \text{ mg kg}^{-1}$  avec une plage considérable ( $48,96$  à  $205,89 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Il est probable que dans les régions éloignées ou récemment colonisées, les concentrations totales de Pb soient supérieures à  $30 \text{ mg kg}^{-1}$ , mais ailleurs, une contamination générale entre niveau moyen et élevé de  $30$  à  $100 \text{ mg kg}^{-1}$ <sup>11</sup>. Dans notre étude, 52% des échantillons dépassaient  $100 \text{ mg kg}^{-1}$ , avec un maximum de  $205,89 \text{ mg kg}^{-1}$  à la position 17. Ce point se situe à côté d'une station de distribution de carburant NAFTAL. La plupart des sols contaminés sont situés au centre-ville, les autres points sont situés dans la zone industrielle prêle d'un axe routier fortement fréquenté par les véhicules, où le trafic est intense (Figure II.4). Une telle augmentation des concentrations de Pb dans les zones à trafic dense a été observée dans d'autres villes. En effet, malgré la forte augmentation de l'utilisation de carburant sans plomb dans les pays européens, le niveau de Pb dans les sols urbains reste élevé en raison de la non-dégradabilité des métaux<sup>12,13</sup>. De plus, dans les pays dits en développement, l'essence au plomb est encore largement utilisée. Par exemple, en

<sup>11</sup> Davies, B.E., 1995. *Lead*. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow, p. 206-223.

<sup>12</sup> Sánchez-Martin, M.J., Sánchez-Camazano, M., Lorenzo, L.F., 2000. Cadmium and lead contents in suburban and urban soils from two medium-sized cities of Spain: influence of traffic intensity. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 64: 250-257.

<sup>13</sup> Imperato, M., Adamo, P., Naimo, D., Arienzo, M., Stanzione, D., Violante, P., 2003. Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy). *Environmental Pollution*. 124: 247-256.

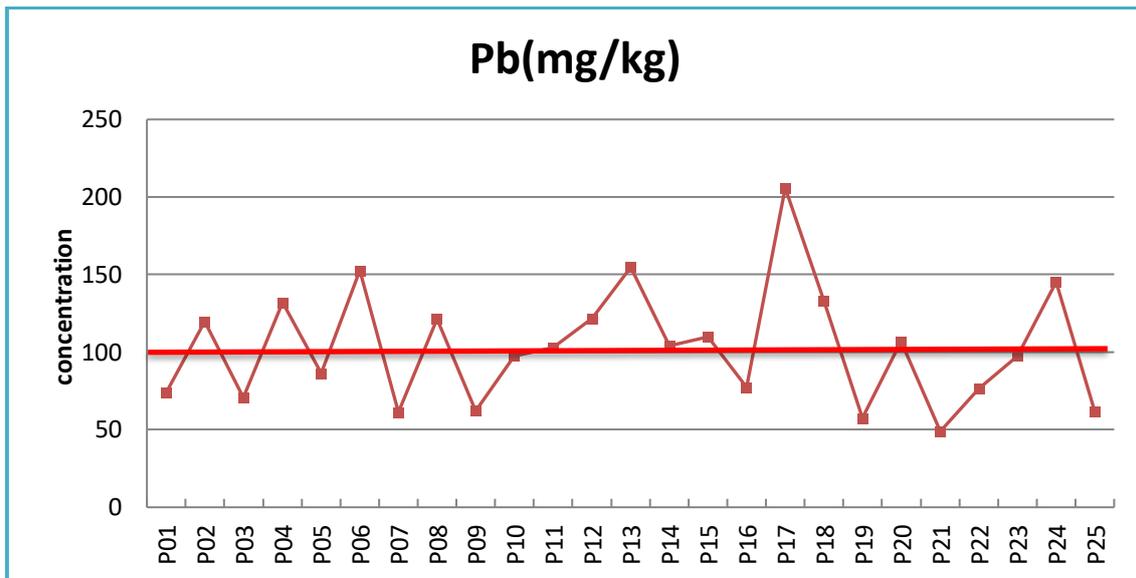
Algérie, 89% de la consommation d'essence est au plomb<sup>14</sup>. Par conséquent, la localisation des sols contaminés par le Pb montre que le trafic routier est la source la plus probable de Pb dans ces sols.

**Tableau II.4.** Concentrations de Pb dans les sols de la ville CONSTANTINE (mg Kg-1) par rapport aux limites réglementaires françaises selon AFNOR U44-041 et la valeur de fond dans le sol.

Ech	Lecture GPS		Pb (mg/kg)
	N	E	
P01	36° 24'31,58	6° 34'17,42	74,25
P02	36° 24'31,58	6° 36'17,83	119,63
P03	36° 24'31,58	6° 38'18,67	70,96
P04	36° 24'31,58	6° 40'17,30	132,28
P05	36° 24'31,58	6° 42'19,10	86,37
P06	36° 23'00,61	6° 34'17,42	152,59
P07	36° 23'00,61	6° 36'17,83	61,42
P08	36° 23'00,61	6° 38'18,67	121,36
P09	36° 23'00,61	6° 40'17,30	62,09
P10	36° 23'00,61	6° 42'19,10	97,49
P11	36° 21'23,04	6° 34'17,42	102,89
P12	36° 21'23,04	6° 36'17,83	121,84
P13	36° 21'23,04	6° 38'18,67	154,75
P14	36° 21'23,04	6° 40'17,30	104,28
P15	36° 21'23,04	6° 42'19,10	109,74
P16	36° 19'45,65	6° 34'17,42	77,15
P17	36° 19'45,65	6° 36'17,83	205,89
P18	36° 19'45,65	6° 38'18,67	133,31
P19	36° 19'45,65	6° 40'17,30	57,59
P20	36° 19'45,65	6° 42'19,10	107,06
P21	36° 18'08,30	6° 34'17,42	48,96
P22	36° 18'08,30	6° 36'17,83	76,64
P23	36° 18'08,30	6° 38'18,67	97,48
P24	36° 18'08,30	6° 40'17,30	145,16
P25	36° 18'08,30	6° 42'19,10	61,73
<b>Min</b>			48,96
<b>Max</b>			205,89
<b>Moy</b>			105,10
<b>Valeurs de fond</b>			26
<b>Limite réglementaire</b>			100

La courbe de concentration du Pb dans les zones urbaines de la ville de Constantine est présentée dans la figure qui suit (Figure II. 4)

<sup>14</sup> <http://www.mem-algeria.org/francais/index.php?page%4cle-marche-algerien>.



**Figure. II.4.** Courbe du Pb dans les sols de la région de la ville de CONSTANTINE.

### II.2.5. Le Zinc

Il est porté que, les concentrations les plus élevées de Zn se trouvaient presque aux mêmes points d'échantillonnage que les valeurs les plus élevées pour le plomb. D'autres études ont montré que les concentrations urbaines de Zn pouvaient dépasser de plus de 10 fois les valeurs maximales rapportées dans cette étude<sup>16,15</sup>. De plus, dans notre étude, environ 76% des échantillons était supérieure à la limite applicable en France (Tableau II.5). Cela indique que la zone étudiée présente de contamination significative en Zn. Certains endroits du centre de la ville ont été pollués par du zinc (jusqu'à  $688,25 \text{ mg kg}^{-1}$ ).

Les concentrations dans les sols des parcs et des principales zones riveraines étant inférieurs aux valeurs de référence, les concentrations dans les zones commerciales, résidentielles et industrielles dépassaient légèrement ces valeurs.

<sup>15</sup> Ordonez, A., Loredó, J., de Miguel, E., Charlesworth, S., **2003**. Distribution of heavy metals in the street dusts and soils of an industrial city in Northern Spain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 44: 160-170.

**Tableau II.5.** Concentrations de Zn dans les sols de la ville CONSTANTINE (mg kg<sup>-1</sup>) par rapport aux limites réglementaires françaises selon AFNOR U44-041 et la valeur de fond dans le sol.

Ech	Lecture GPS		Zn (mg/kg)
	N	E	
<b>P01</b>	36° 24'31,58	6° 34'17,42	134,7
<b>P02</b>	36° 24'31,58	6° 36'17,83	511,25
<b>P03</b>	36° 24'31,58	6° 38'18,67	161,85
<b>P04</b>	36° 24'31,58	6° 40'17,30	430,55
<b>P05</b>	36° 24'31,58	6° 42'19,10	478,25
<b>P06</b>	36° 23'00,61	6° 34'17,42	381,65
<b>P07</b>	36° 23'00,61	6° 36'17,83	246,15
<b>P08</b>	36° 23'00,61	6° 38'18,67	350,55
<b>P09</b>	36° 23'00,61	6° 40'17,30	184,55
<b>P10</b>	36° 23'00,61	6° 42'19,10	344,25
<b>P11</b>	36° 21'23,04	6° 34'17,42	222,85
<b>P12</b>	36° 21'23,04	6° 36'17,83	438,15
<b>P13</b>	36° 21'23,04	6° 38'18,67	443,65
<b>P14</b>	36° 21'23,04	6° 40'17,30	533,85
<b>P15</b>	36° 21'23,04	6° 42'19,10	428,25
<b>P16</b>	36° 19'45,65	6° 34'17,42	407,65
<b>P17</b>	36° 19'45,65	6° 36'17,83	399,85
<b>P18</b>	36° 19'45,65	6° 38'18,67	416,25
<b>P19</b>	36° 19'45,65	6° 40'17,30	458,25
<b>P20</b>	36° 19'45,65	6° 42'19,10	568,95
<b>P21</b>	36° 18'08,30	6° 34'17,42	688,25
<b>P22</b>	36° 18'08,30	6° 36'17,83	463,55
<b>P23</b>	36° 18'08,30	6° 38'18,67	325,15
<b>P24</b>	36° 18'08,30	6° 40'17,30	389,95
<b>P25</b>	36° 18'08,30	6° 42'19,10	224,65
<b>Min</b>			134,7
<b>Max</b>			688,25
<b>Moy</b>			387,25
<b>Valeurs de fond</b>			100
<b>Limite réglementaire</b>			300

La courbe de concentration du Zn dans les zones urbaines de la ville de Constantine est présentée dans la figure qui suit (Figure II. 5)

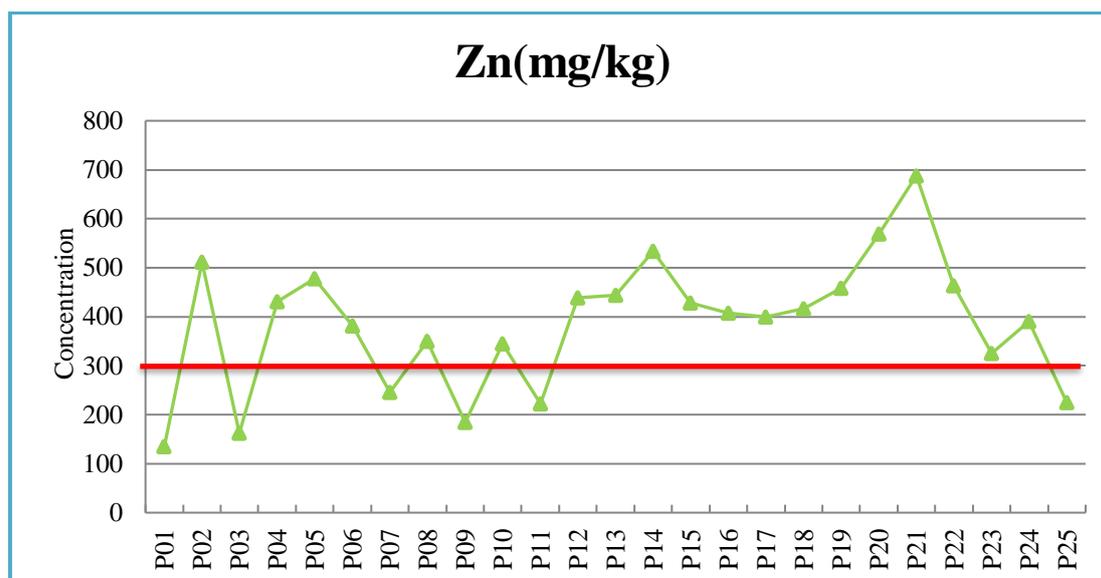


Figure II.5. Courbe du Zn dans les sols de la région de la ville de CONSTANTINE

### III. Évaluation de la pollution par les métaux lourds

#### III.1. Indice de géo-accumulation (I<sub>géo</sub>)

L'intervalle des valeurs de l'Indice de géo-accumulation (I<sub>géo</sub>) pour les métaux étudiés est très large pour tous les échantillons, ce qui confirme la variabilité des propriétés des sols et des sources de pollution des ETM<sup>16</sup>. Les points des zones agricoles indiquent les points les moins pollués ou les moins contaminés<sup>17</sup>, avec des valeurs faibles pour le Cr, le Cu, le Pb et le Zn, tandis que les points d'échantillonnage au sein de la zone industrielle, affichent les valeurs d'I<sub>géo</sub> les plus élevées Tableau II.6.

Les valeurs minimale, maximale et moyenne de I<sub>géo</sub> pour chaque élément sont illustrées dans le Tableau II.6.

Les valeurs I<sub>géo</sub> pour le Cr et Cu dans les sols de la région de la ville de Constantine ont une médiane de -1,81 et 0,05 respectivement. Cela indique que les sols de la région de la ville de

<sup>16</sup> G. Muller, 1969. Index of geo-accumulation in sediments of the Rhine River, *Geojournal*. 2: 108–118.

<sup>17</sup> Y.Q. Ji, Y.C. Feng, J.H. Wu, T. Zhu, Z.P. Bai, C.Q. Duan, 2008. Using geo-accumulation index to study source profiles of soil dust in China, *Journal of Environmental Sciences*. 20: 571–578.

Constantine sont pratiquement non-contaminés par le Cr et non-contaminés à modérément contaminés pour le Cu<sup>18</sup>.

La valeur de *Igéo* la plus élevée pour le Cr est de 0,33 reliée au point d'échantillonnage n° 12, et de 1,35 pour le Cu sur le point d'échantillonnage n° 21.

Une pollution partielle sérieuse par le Pb et le Zn, ces derniers affichent les valeurs de *Igéo* les plus élevées pour la plupart des points d'échantillonnage par rapport aux autres éléments.

Les valeurs de *Igéo* pour Pb et Zn dans les sols de la ville de Constantine ont une médiane de 1,31 et 1,24 respectivement. Cela indique que les sols de la ville de Constantine présentent une contamination modérée par les métaux Pb et Zn. La valeur la plus élevée de *Igéo* pour le Pb est 0,33 liée au point d'échantillonnage n° 32, et pour le Zn, le point d'échantillonnage n° 21, présente la valeur 1,35.

Le Pb et le Zn appartiennent à la catégorie des «moyennement à moyennement à fortement contaminés» à Constantine<sup>22</sup>.

Ces résultats indiquent que les concentrations de Pb et Zn sont fortement affectées par les apports anthropiques, le ruissellement de surface et la poussière provenant de sources de contamination proches, tandis que le Cr et le Cu étaient principalement d'origine géochimique.

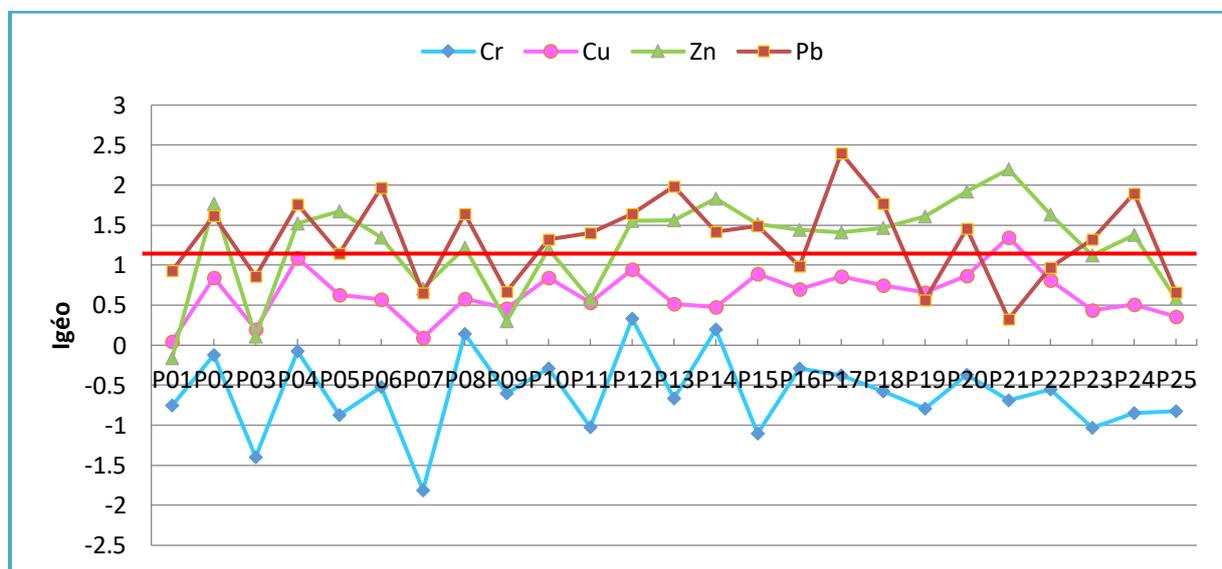


Figure II.6. Courbe du l'indice de géo-accumulation (*Igéo*) dans les sols de la région de la ville de CONSTANTINE

<sup>18</sup> CNEMC. 1990. (China National Environmental Monitoring Centre), *The Background Values of Chinese Soils*, Environmental Science Press of China, Beijing.

**Tableau II.6.** Concentrations des métaux lourds (mg /kg) et l'indice de géo accumulation (Igeo) dans les sols de la région de la ville de Constantine..

Ech	Concentration				Igeo			
	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cr	Cu	Zn	Pb
P01	54,3	35,16	134,7	74,25	-0,75	0,05	-0,16	0,93
P02	84,37	60,57	511,25	119,63	-0,12	0,84	1,77	1,93
P03	34,65	38,82	161,85	70,96	-1,40	0,20	0,11	2,93
P04	87,03	72,04	430,55	132,28	-0,07	1,09	1,52	3,93
P05	50,08	52,35	478,25	86,37	-0,87	0,63	1,67	4,93
P06	63,9	50,45	381,65	152,59	-0,52	0,57	1,35	5,93
P07	26,1	36,12	246,15	61,42	-1,81	0,09	0,71	6,93
P08	100,63	50,83	350,55	82,36	0,14	0,58	1,22	7,93
P09	60,31	46,69	184,55	62,09	-0,60	0,46	0,30	8,93
P10	74,82	60,71	344,25	97,49	-0,29	0,84	1,20	9,93
P11	45,12	49,11	222,85	63,89	-1,02	0,53	0,57	10,93
P12	115,23	65,39	438,15	81,84	0,33	0,95	1,55	11,93
P13	58,04	48,75	443,65	54,75	-0,66	0,52	1,56	12,93
P14	104,96	47,39	533,85	85,28	0,20	0,48	1,83	13,93
P15	42,7	62,87	428,25	109,74	-1,10	0,89	1,51	14,93
P16	75,09	55,04	407,65	77,15	-0,29	0,70	1,44	15,93
P17	70,11	61,41	399,85	63,89	-0,38	0,86	1,41	16,93
P18	61,17	56,99	416,25	78,31	-0,58	0,75	1,47	17,93
P19	52,83	53,53	458,25	57,59	-0,79	0,66	1,61	18,93
P20	70,68	61,97	568,95	207,06	-0,37	0,87	1,92	19,93
P21	56,59	86,42	688,25	248,96	-0,69	1,35	2,20	20,93
P22	62,64	59,46	463,55	76,64	-0,55	0,81	1,63	21,93
P23	44,88	45,88	325,15	97,48	-1,03	0,44	1,12	22,93
P24	50,89	48,15	389,95	145,16	-0,85	0,51	1,38	23,93
P25	51,96	43,42	224,65	61,73	-0,82	0,36	0,58	24,93
Min	26,1	35,16	134,7	48,96	-1,81	0,05	-0,16	0,32
Max	64,45	54,48	387,25	105,10	-0,60	0,64	1,24	1,31
Moy	115,20	86,42	688,25	205,89	0,33	1,35	2,2	2,40

### III.2. Indice de pollution (IP)

Les valeurs de l'Indice de pollution (IP) pour tous les métaux lourds de la zone étudiée sont présentées au Tableau II.7. L'IP variait considérablement d'un métal à l'autre. Dans ce travail, les valeurs de l'IP ont été classées comme faibles ( $IP < 1$ ), modérées ( $1 < IP \leq 3$ ) et élevées ( $IP > 3$ )<sup>19</sup>. Comme les valeurs IP sont calculées comme le rapport entre la concentration de

<sup>19</sup> H. Liu, B. Han, D. Hao, 2006. Evaluation to heavy metals pollution in agricultural soils in northern suburb of Xuzhou City, *Chinese Journal of Eco-Agriculture*. 14: 159–161

métal dans l'échantillon et la valeur médiane de fond, il peut en résulter une valeur inférieure à 1.

Les valeurs de IP pour le Pb dans les sols de la région de la ville de Constantine variaient de 1,88 à 7,92 avec environ 60% des échantillons analysés présentant un IP élevé pour le Pb.

Le Cuivre présente une contamination faible (valeurs IP élevées 5,5% des échantillons) avec des valeurs de IP comprises entre 0,89 à 3,82. Ainsi le Chrome présente une faible contamination avec des valeurs de IP comprises entre 0,42 à 1,88 (valeurs IP élevées 0% des échantillons), ces valeurs indiquant qu'il n'y avait pas de pollution évidente de ces métaux lourds dans la zone analysée.

Les valeurs de IP pour le Zn dans les sols de la région de la ville de CONSTANTINE variaient de 1,34 à 6,88 avec environ 76% des échantillons analysés présentant un IP élevé.

Ces données indiquent que la pollution au Pb et Zn est très remarquable dans les sols de la région de la ville de CONSTANTINE.

Une évaluation détaillée de la carte d'échantillonnage indique que les échantillons riches en Pb et Zn sont situés non seulement à côté des routes principales, mais aussi à proximité des zones industrielles, principalement dans la partie sud de la zone étudiée, indiquant qu'il existe deux types de sources de pollution pour ces éléments, l'une liée au trafic véhiculaire, comme c'est le cas pour les échantillons 12 et 17, et l'autre pour les activités industrielles, pour les échantillons 07 et 08.

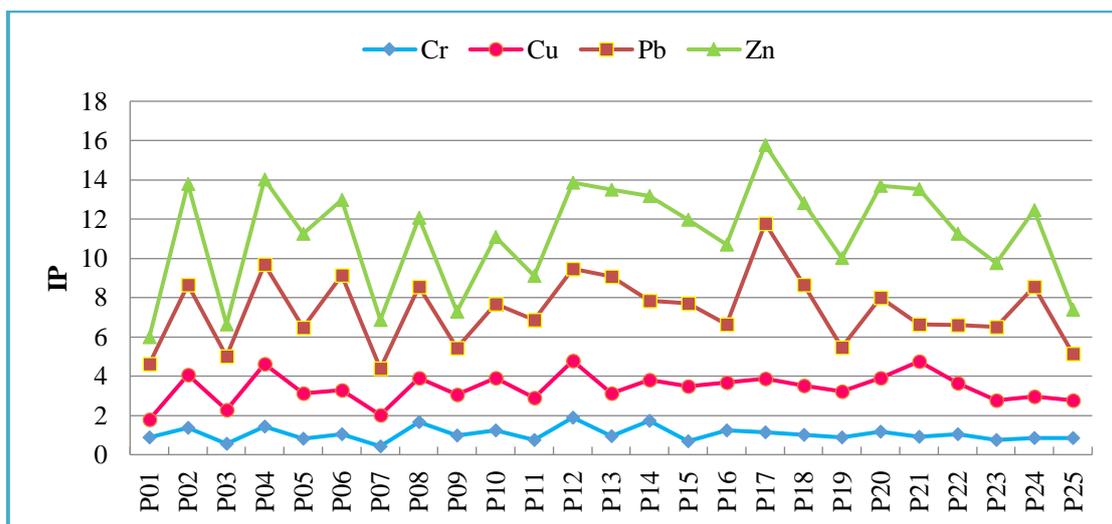


Figure II.7. Courbe de l'indice de Pollution des métaux lourds dans les sols de la région de la ville de CONSTANTINE

**Tableau II. 7.** Position et l'index de pollution (IP) dans les sols de la région de la ville de Constantine.

Ech	Position		IP			
	N	E	Cr	Cu	Zn	Pb
P01	36° 24'31,58	6° 34'17,42	0,90	1,56	1,34	2,86
P02	36° 24'31,58	6° 36'17,83	1,38	2,68	5,11	4,60
P03	36° 24'31,58	6° 38'18,67	0,57	1,72	1,62	2,73
P04	36° 24'31,58	6° 40'17,30	1,43	3,19	4,31	5,09
P05	36° 24'31,58	6° 42'19,10	0,82	2,32	4,78	3,32
P06	36° 23'00,61	6° 34'17,42	1,05	2,23	3,82	5,87
P07	36° 23'00,61	6° 36'17,83	0,43	1,60	2,46	2,36
P08	36° 23'00,61	6° 38'18,67	1,65	2,25	3,50	4,67
P09	36° 23'00,61	6° 40'17,30	0,99	2,06	1,84	2,39
P10	36° 23'00,61	6° 42'19,10	1,23	2,69	3,44	3,75
P11	36° 21'23,04	6° 34'17,42	0,74	2,17	2,23	3,96
P12	36° 21'23,04	6° 36'17,83	1,89	2,90	4,38	4,69
P13	36° 21'23,04	6° 38'18,67	0,95	2,16	4,44	5,95
P14	36° 21'23,04	6° 40'17,30	1,72	2,097	5,34	4,01
P15	36° 21'23,04	6° 42'19,10	0,7	2,78	4,28	4,22
P16	36° 19'45,65	6° 34'17,42	1,23	2,44	4,08	2,97
P17	36° 19'45,65	6° 36'17,83	1,15	2,72	3,99	7,92
P18	36° 19'45,65	6° 38'18,67	1,00	2,52	4,16	5,13
P19	36° 19'45,65	6° 40'17,30	0,87	2,37	4,58	2,22
P20	36° 19'45,65	6° 42'19,10	1,16	2,74	5,70	4,12
P21	36° 18'08,30	6° 34'17,42	0,93	3,82	6,88	1,88
P22	36° 18'08,30	6° 36'17,83	1,03	2,63	4,63	2,95
P23	36° 18'08,30	6° 38'18,67	0,74	2,03	3,25	3,75
P24	36° 18'08,30	6° 40'17,30	0,83	2,13	3,90	5,58
P25	36° 18'08,30	6° 42'19,10	0,85	1,92	2,25	2,37

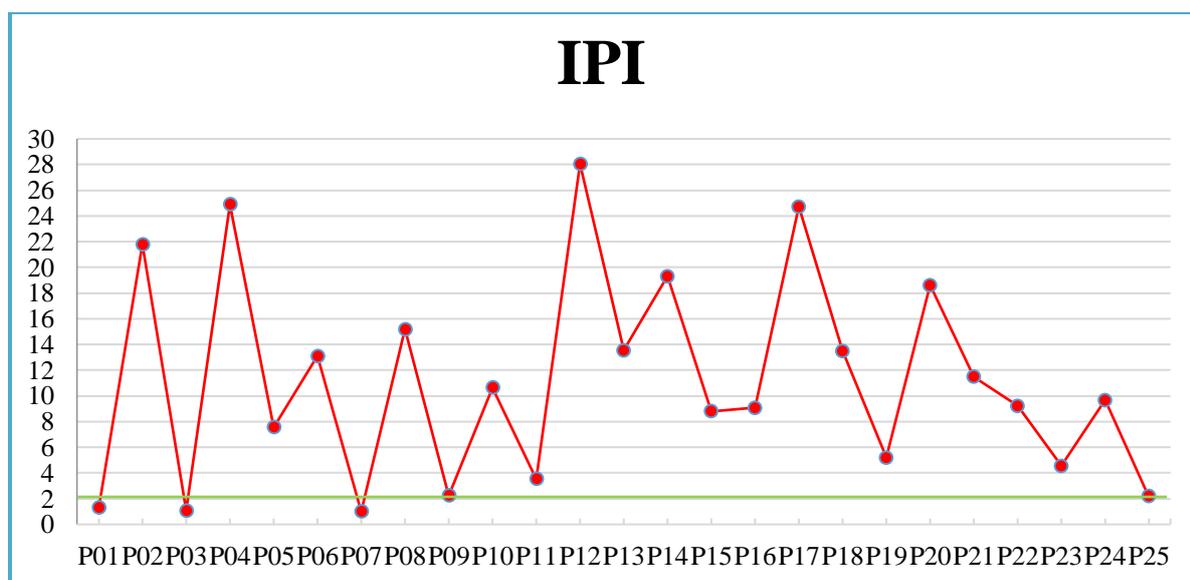
### III.3. Indice de pollution métallique intégré IPI

L'indice de pollution métallique intégré (IPI) de tous les échantillons analysés variaient de 0,99 à 28,06, ou la valeur d'IPI maximale est reliée au point d'échantillonnage n° 12 (Tableau II.8). La courbe de l'IPI est présentée dans la Figure II.8.

L'évaluation des données montre que la qualité du sol de la région de la ville de Constantine a clairement été contaminée. Environ 72% de tous les échantillons analysés présentaient des niveaux de pollution élevés avec un IPI supérieur à 5. Ces points sont situés au centre de la ville ou la forte circulation routière jointe à la forte augmentation de la population est il y a une tendance claire dans la distribution des valeurs de l'IP et de l'IPI dans la zone étudiée, qui est exposée à une urbanisation rapide et incontrôlée.

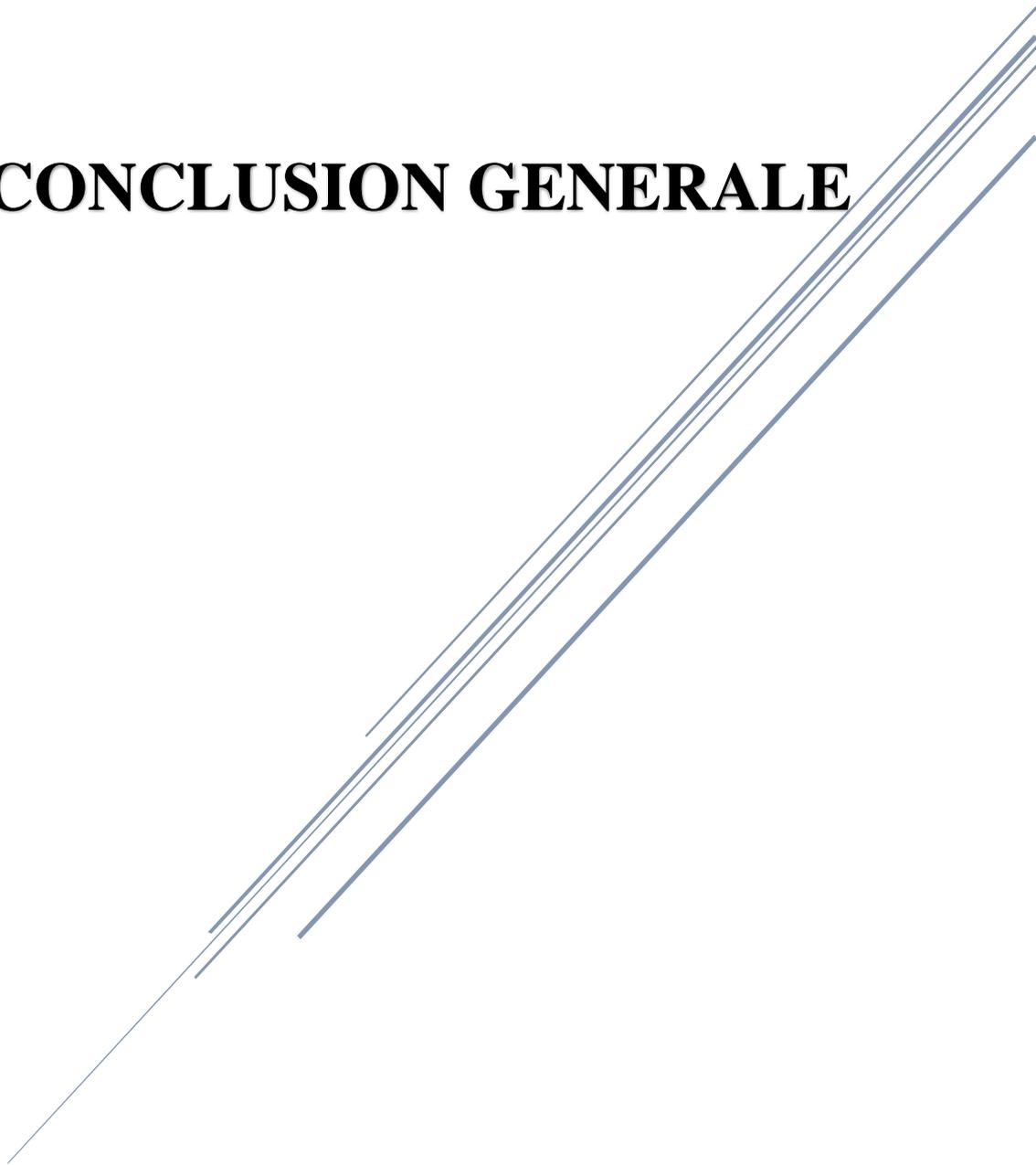
**Tableau II. 8.** Position et l'indice de pollution métallique intégré (IPI) des métaux lourds dans les sols de la région de la ville de Constantine

Ech	Position		IPI
	N	E	
P01	36° 24'31,58	6° 34'17,42	1,33
P02	36° 24'31,58	6° 36'17,83	21,80
P03	36° 24'31,58	6° 38'18,67	1,07
P04	36° 24'31,58	6° 40'17,30	24,90
P05	36° 24'31,58	6° 42'19,10	7,55
P06	36° 23'00,61	6° 34'17,42	13,09
P07	36° 23'00,61	6° 36'17,83	0,99
P08	36° 23'00,61	6° 38'18,67	15,18
P09	36° 23'00,61	6° 40'17,30	2,25
P10	36° 23'00,61	6° 42'19,10	10,63
P11	36° 21'23,04	6° 34'17,42	3,54
P12	36° 21'23,04	6° 36'17,83	28,06
P13	36° 21'23,04	6° 38'18,67	13,55
P14	36° 21'23,04	6° 40'17,30	19,31
P15	36° 21'23,04	6° 42'19,10	8,80
P16	36° 19'45,65	6° 34'17,42	9,07
P17	36° 19'45,65	6° 36'17,83	24,72
P18	36° 19'45,65	6° 38'18,67	13,50
P19	36° 19'45,65	6° 40'17,30	5,20
P20	36° 19'45,65	6° 42'19,10	18,61
P21	36° 18'08,30	6° 34'17,42	11,50
P22	36° 18'08,30	6° 36'17,83	9,23
P23	36° 18'08,30	6° 38'18,67	4,55
P24	36° 18'08,30	6° 40'17,30	9,67
P25	36° 18'08,30	6° 42'19,10	2,18



**Figure .II.8.** Courbe du l'indice de pollution métallique intégré (IPI) des métaux lourds dans les sols de la région de la ville de CONSTANTINE.

# **CONCLUSION GENERALE**



**CONCLUSION GENERALE**

Ce travail avait pour objectif d'étudier la pollution du sol et précisément la pollution par éléments traces métalliques (ETM). Ce sujet est choisi et ciblé pour des raisons très variées en relation avec plusieurs secteurs, environnement, agriculture et santé.

Cette mémoire présente les résultats obtenus sur la caractérisation chimique de la pollution métallique dans le sol de la région de la ville de CONSTANTINE. Une étude détaillée a été menée pour caractériser le sol par analyse physico-chimique et dosage par absorption atomique.

Les résultats de caractérisation physicochimiques qui ont été réalisés pour 25 échantillons de sol basés sur une grille régulière de 3x3 km permettent de dire que le sol de CONSTANTINE est de type alcalin.

Un nombre de 25 échantillons des sols urbains prélevés dans la région de la ville de CONSTANTINE ont été analysés pour déterminer la teneur des ETM à savoir ; le Cd, Cr, Cu, Pb et Zn. Les concentrations de Cr et de Cu étaient similaires aux valeurs de fond, tandis que les concentrations de Pb et de Zn dépassaient leur valeur correspondante. Cependant, les concentrations totales de Cd dans 100% des échantillons étaient inférieures à la limite de détection  $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ .

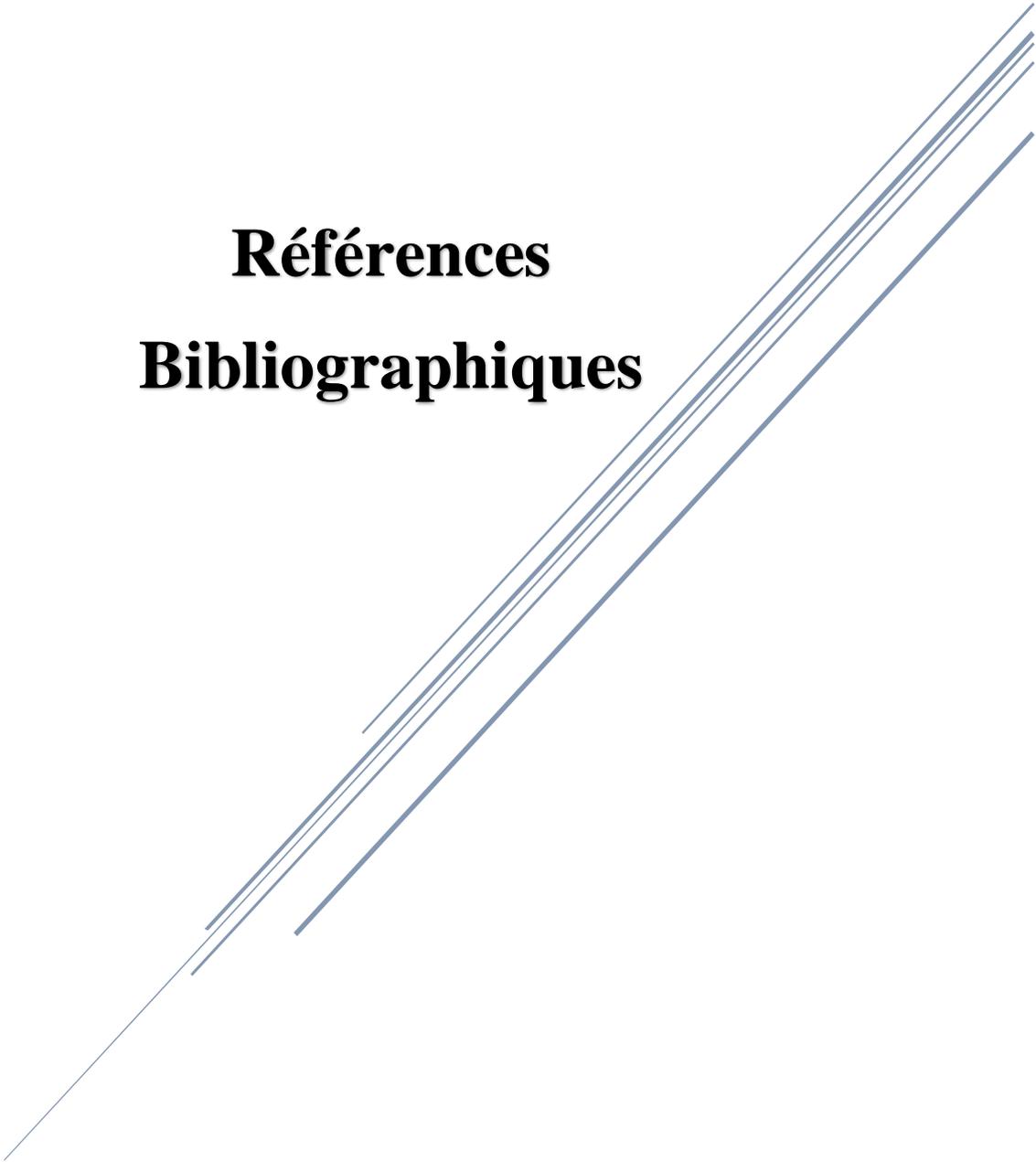
Les résultats des concentrations des ETM dans les sols urbains de la ville de CONSTANTINE indiquent que les activités industrielles et les émissions des véhicules étaient les sources les plus importantes de contamination par le Pb et le Zn, alors que les concentrations étaient dominées par les matériaux parents du sol. Les contaminations par ETM dans les sols urbains ont été évaluées à l'aide de l'indice de géo-accumulation (*I<sub>géo</sub>*), l'indice de pollution (IP) et l'indice de pollution intégrés (IPI), respectivement. Il n'y avait pas de contamination de Cr et Cu évidente, mais environ 80% et 88% des échantillons de sol étaient moyennement ou fortement contaminés par le Pb et le Zn, respectivement. Les échantillons de sol dans les zones urbaines les plus anciennes présentaient une contamination en métaux modérée ou élevée en raison d'activités anthropiques intensives et d'une accumulation à long terme des ETM. En revanche, les échantillons de sol de zones urbaines plus récentes présentaient une pollution relativement moins élevée.

Les échantillons de cette étude ont été prélevés en 2021, une deuxième collecte sera programmée dans dix ans avec 100 échantillons de sol basés sur une grille régulière de 1x1km pour faire une étude comparative de pollution surtout avec la non utilisation du diesel sans

plomb déclarée par l'état algérienne l'année en cours et la création d'une cartographie détaillée.

D'autres éléments toxiques sont envisagés pour la caractérisation afin d'avoir une étude complète de pollution par ETM, par exemple : le nickel, arsenic, manganèse et le mercure.

**Références**  
**Bibliographiques**



## REFERENCES

- [1] E. De Miguel, I. Irribarren, E. Chacón, A. Ordoñez, S. **2007**. Charlesworth, Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain), *Chemosphere* 66: 505–513.
- [2] E. De Miguel, M.J. de Grado, J.F. Llamas, A. Martín-Dorado, L.F. Mazadiego, **1998**. The overlooked contribution of compost application to the trace elements load in the urban soils of Madrid (Spain), *Science of the Total Environment* 215: 113–122.
- [3] L. Ferreira-Baptista, E. De Miguel, **2005**. Geochemistry and risk assessment of street dust in Luanda, Angola: a tropical urban environment, *Atmospheric Environment* 39: 4501–4512.
- [4] Bohn, H.L., McNeal, B.L., OConnor, A.G., **1985**. *Soil Chemistry*, second ed. Wiley-Inter Science Publications, New York, USA.
- [5] Kirpichtchikova, T.A., Manceau, A., Spadini, L., Panfili, F., Marcus, M.A., Jacquet, T., **2006**. Speciation and solubility of heavy metals in contaminated soil using X-ray microfluorescence, EXAFS spectroscopy, chemical extraction, and thermodynamic modeling. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 70, 2163–2190.
- [6] Alloway, B.J. et Ayres, D.C., **1997**. *Chemical Principles of Environmental Pollution*. Blackie Academic and Profesional, an imprint of Chapman and Hall, London, p394.
- [7] Runnels, D.D., Sheperd, T.A. et Angino, E.E., **1992**. Metals in water, determining natural background concentrations in mineralized areas. *Environmental Science and Technology*, 26(12): 2316-2323.
- [8] Callender, E., **2003**. *Heavy Metals in the Environment-Historical Trends*. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry*. Treatise on Geochemistry. Elsevier-Pergamon, Oxford, p. 67-105.
- [9] Cotran, R.S., Kumar, V. et Robbins, S.L., **1990**. *Patologia ambiental, Patologia Estructural y Funcional*. Interamericana-Mc Graw-Hill, Madrid, p 499-546.
- [10] Fergusson, J.E., **1990**. *The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects*, 1. Pergamon Press, Oxford, p 614.
- [11] Alloway, B.J. et Ayres, D.C., **1997**. *Chemical Principles of Environmental Pollution*. Blackie Academic and Profesional, an imprint of Chapman and Hall, London, p 394.
- [12] Belkacem Ouchene and Aurora Moroncini, **2018**. *De l'économie socialiste à l'économie de marché : l'Algérie face à ses problèmes écologiques*, VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement.18 (2).
- [13] APS (Algérie presse service). 28 septembre **2020**.
- [14] Premier rapport du conseil sur la qualité de l'environnement de la maison blanche, **1965**. In Ramade F, 2002- *dictionnaire encyclopédique de l'écologie et de science de l'environnement*. Ed, EDISCIENCE Internationale, p : 651.

- [15] X. Zhang, F. Lin, M. Wong, X. Feng, K. Wang, 2009. Identification of soil heavy metal sources from anthropogenic activities and pollution assessment of Fuyang County, China, *Environmental Monitoring and Assessment* 154: 439–449.
- [16] Bodin N, *Origine et devenir des polluants organiques persistants (POP) dans les écosystèmes marins*. IRD – UMR 212 EME.
- [17] UDC Consortium. *Classification décimale universelle*, Index. p230-231.
- [18] Md. Saiful Islam, Ram Proshad, Mohammad Asadul Haque, Md. Fazlul Hoque, Md. Shahin Hossin & Md. Nazirul Islam Sarker., 2018. Assessment of heavy metals in foods around the industrial areas: health hazard inference in Bangladesh *Geocarto International*, 35 (3): 280-295.
- [19] Ramade F, 1993. *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et de science de l'environnement*. Ed, EDISCIENCE Internationale, Paris, 153.
- [20] NF ISO 15799 (X31-603), 2004. Qualité du sols–Lignes directrices relatives à la caractérisation écotoxicologique des sols et des matériaux du sol.
- [21] Loska, K., Wiechula, D., Korus, I., 2004. Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment International* 30, 159-165.
- [22] Mirsal, IA. 2008. *Soil pollution*, 2nd ed. Springer, Berlin.
- [23] M. K. Andersen, K. Raulund Rasmussen, H. C.B. Hansen, B. W. Strobel, 2002. Distribution and fractionation of heavy metals in pairs of arable and afforested soils in Denmark. *European Journal of Soil Science* 53:491-502.
- [24] F. Li, Z. Fan, P. Xiao, O. Kokyo, X. Ma, W. Hou, 2009. Contamination, chemical speciation and vertical distribution of heavy metals in soils of an old and large industrial zone in Northeast China, *Environmental Geology* 57: 1815–1823.
- [25] Alloway, B.J., 1995b. Cadmium. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow, pp. 122-151.
- [26] Raoul Calvet. 2003. *Le sol : propriétés et fonctions. Tome 1: Constitution et structure, phénomènes aux interfaces*. Editions France Agricole/ Dunod, pp : 82-86,96,142,143,393,456,511.
- [27] Guymon, G.L., 1994. *Unsaturated Zone Hydrology*. Prentice Hall, Englewood Cliffs. p 210.
- [28] Clapp, R.B. et Hornberger, M., 1978. Empirical equations for some soil hydraulic properties, *Water Resources Research* 14(4): 601-604.
- [29] Morel-Seytoux, Kluwer., 1989. *Nato Advanced Research Workshop*, 1988, Arles (France) *Unsaturated Flow in Hydrologic Modeling, Theory and Practice* éd., Academic Publishers.p.531.

- [30] Sposito, G., **1989**. *The chemistry of soil*, New York : Oxford University Press Inc., p 277.
- [31] Calvet, R., **2000**. *Le sol propriétés et fonctions, constitution et structure, phénomènes aux interfaces*. Tome 1. Edition France Agricole. Paris (France), 83-90.
- [32] Ksiezopolska, A., **2002**. Physico-chemical characterization of organic-mineral complexes. *World Congress of Soil Science*. 17: 14-21.
- [33] Flogeac, K., **2004**. *Etude de la capacité de rétention de produits phytosanitaire par deux solides modèles des sols. Influence de la présence des cations métalliques*. Thèse doctorat (université de Reims Champagne-Ardenne). Chapitre 1 (p10-20).
- [34] Quénéa, K., **2004**. *Etude structurale et dynamique des fractions lipidiques et organiques réfractaires de sols d'une chronoséquence forêt/maïs (CESTAS, Sud-ouest de la France)*. Thèse de Doctorat. Université de Paris 6 (France).
- [35] Atlas, R.M. et Bartha, R., **1992**. *Microbial ecology*. Fundamentals and applications. 3<sup>rd</sup> edition. The Benjamin/Cummings Publishing Company. San Francisco, California (USA), p 563.
- [36] Alloway, B.J., **1992**. *Heavy metals in soil*. B.J. Alloway Eds, p 339.
- [37] Li, L.Y., Li, R.S., **2000**. The role of clay minerals and the effect of H<sup>+</sup> ions on removal of heavy metal (Pb<sup>2+</sup>) from contaminated soils. *Can. Geotech.* 37(2): 296-307.
- [38] Y. Lu, Z. Gong, G. Zhang, W. Burghardt, **2003**. Concentrations and chemical speciations of Cu, Zn, Pb and Cr of urban soils in Nanjing, China, *Geoderma*. 115: 101–111.
- [39] Drever, J.I., **1988**. *The geochemistry of natural waters*, Prentice Hall, Inc.p 437.
- [40] Bliefert, C., Perraud, R., **2001**. *Chimie de l'environnement Air-Eau-Sols, déchets*. Edition, Paris ; Bruxelles : De Boeck université. Chapitre 21 (p 343-350) et chapitre 22 (p 359-360).
- [41] Roussel, T., **2001**. *Etude expérimentale et modélisation de la propagation d'une onde de concentration alcaline issue d'une matrice cimentière à travers l'argilite du site du Laboratoire Meuse Haute-Marne*. Thèse (docteur de l'INPL). Chapitre 2.
- [42] Sposito, G., **1989**. *The chemistry of soil*, New York : Oxford University Press Inc., p 277.
- [43] Stevenson, F.J., **1994**. *Humus Chemistry – Genesis, composition, Reactions*. John Wiley & sons, INC., new York, 2nd edition, p 496.
- [44] Artiola-Fortuny, J. et Fuller, W.H., **1982**. Adsorption of some mono-hydroxybenzene derivatives by soils. *Soil Science*. 133: 218-227.
- [45] Paul, E.A., et Clark, F.E., **1996**. *Soil microbiology and biochemistry*. 2nd edition. Academic Press. San Diego, California (USA), p 340.

- [46] Robert, M., 1996. *Le sol : Interface dans l'environnement, ressource pour le développement*. Paris : Masson. p 244.
- [47] Stengel, P., Gelin, S., Coord., 1998. *Sol : interface fragile*, Institut National de La Recherche Agronomique).
- [48] Atteia, O., 2005. *Chimie et pollutions des eaux souterraines*. Editions TEC & doc, Lavoisier. Chapitre 2 (p 18-19).
- [49] Diehl, R., 1974. *Agriculture générale* .Ed.J.B ,Baillière, Paris, p 396.
- [50] Dommergues, Y., Angouvent, P., 1977. *La biologie des sols*. 2ème éd, (Presse Universitaire France). Réédition numérique FeniXX, p 144.
- [51] Prescott, C.E., Chappell, H.N. and Vesterdal. L., 1999. *Nitrogen turn- over in forest floors of coastal Douglas-fir along a gradient in soil nitrogen capital*. Ecology (In press).
- [52] Islam, K.R. and Wright, S.R., 2006. *Microbial communities*. In: R.R. Lal (Editor), Encyclopedia of Soil Science. CRC Press.
- [53] Dridi-Dhaouadi, S., 1997. *Contribution à l'étude du transport des hydrocarbures polyaromatiques en milieux poreux naturelle saturés : Expérience en colonne et modélisation des processus d'équilibre et des cinétiques d'interactions*. Thèse (docteur de l'INPL). Chapitre 1 (p 13-17) et chapitre 2 (p 46-55).
- [54] Alfred, R., Conklin., 2005. *Introduction to soil chemistry: Analysis & instrumentation*. Edition J.D.WINEFORDNER (America). Chapitre1, p 23-31.
- [55] Soulier, A., 1995. *Les formes solides du fer dans un sols hydromorphes, approche géochimique, micromorphologique et minéralogique*. Thèse de l'Ecole Supérieure Agronomique de Rennes.
- [56] Tardy, Y., 1980. *Géochimie des interactions entre les eaux, les minéraux et les roches*. Tarbes : Editions Eléments. 239 p.
- [57] Rimstidt, J.D., Balog A., Webb, J., 1998. Distribution of trace elements between carbonate minerals and aqueous solutions. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 62: 1851-1863.
- [58] Stumm, W. et Morgan, J., 1996. *Aquatic chemistry – Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, John Wiley & Sons, Inc., p 1022.
- [59] Bourg, A.C.M., 1988. *Metal in aquatic and terrestrial systems: sorption, speciation, and mobilisation*. In: W. Salmons, U. Forstener (éditeur.), Chemistry and biology of solid waste. - Springer Verlag, New York p. 3-30.
- [60] Plassard, F., 1999. *Influence de la complexation sur la rétention de trois cations métalliques par un sol alcalin. Application à un bassin d'infiltration d'eau pluviale*. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard, Lyon, p 141.

- [61] Chamayou, H. and Legros J.P., **1989**. *Les bases physiques, chimiques et minéralogiques de la science du sol*. Paris : Presses universitaires de France Agence de coopération culturelle et technique. p 593.
- [62] Soulas, G., Codaccioni, P. et Fournier, J.C., **1983**. Effect of crosstreatment on the subsequent breakdown of 2,4-D, MCPA and 2,4,5-T in the soil. Behaviour of the degrading microbial populations. *Chemosphere*. 12: 1101-1106.
- [63] Davies, B.E., **1995**. *Lead*. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow, p. 206-223.
- [64] Adriano, D.C., **2001**. *Trace elements in terrestrial environments: Biochemistry, bioavailability and risks of metals*. Springer-Verlag, New York, 866p.
- [65] Jorhem, L., **2008**. Promoting analytical quality control of trace-element data to be presented in international journals and reports. *Accreditation and Quality Assurance*. 13: 289-292.
- [66] P. Guo, Z. Xie, J. Li, C. Kang, J. Liu, **2005**. Relationships between fractionations of Pb, Cd, Cu, Zn and Ni and Soil properties in urban soils of Changchun, China, *Chinese Geographical Science*. 15:179–185.
- [67] S. Cheng, **2003**. Heavy metal pollution in China: origin, pattern and control, *Environmental Science and Pollution Research* 10: 192–198.
- [68] L. Poggio, B. Viščaj, E. Hepperle, R. Schulín, F.A. Marsan, **2008**. Introducing a method of human health risk evaluation for planning and soil quality management of heavy metal-polluted soils-an example from Grugliasco (Italy), *Landscape and Urban Planning* 88: 64–72.
- [69] Nadaska G, Lesny J, Michalik I. **2010**. Environmental aspect of man-ganese chemistry. *Hungarian Elect J Sci* 100702:1–6
- [70] Ouakki M. & Fekher-eddine N. **2001**. *Etude de l'impact de l'irrigation par les eaux usées sur la qualité des sols : évaluation des risques de contamination du sol et de certaines cultures par les métaux lourds (Cd, Zn, Pb et Cu)*. *Projet de fin d'études*, MST Protection de l'Environnement, FST de Béni Mellal.
- [71] Baker, D.E., Senft, J.P., **1995**. *Copper*. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow, p. 179-205.
- [72] Davies, B.E., **1995**. *Lead*. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow, p. 206-223
- [73] Möller, A., Müller, H.W., Abdullah, A., Abdelgawad, G., Utermann, J., **2005**. Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta. *Geoderma*. 124: 63-71.
- [74] Walter, C., **2002**. Analyse spatiale des sols en vue de leur gestion précise et de leur surveillance. Mémoire scientifique (HDR), Ecole Nationale Supérieure Agronomique (ENSA), Université de Rennes 1.

- [75] T. Chen, Y. Zheng, M. Lei, Z. Huang, H. Wu, H. Chen, K. Fan, K. Yu, X. Wu, Q. Tian, Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China, *Chemosphere*. 60: 542–551.
- [76] Zhengyu B, Shengying Q, Yueming H., 2006. Contamination and distribution of heavy metals in urban soil in Zhangzhou City, Fujian, China. *Chin J Geochem*. 25(1): 4–4.
- [77] Chon HT, Ahn JS, Jung MC, 1998. Seasonal variations and chemical forms of heavy metals in soils and dusts from the satellite cities of Seoul. *Environmental Geochemistry and Health*. 20 : 77-86.
- [78] Meleshyn, A., 2009. Adsorption of  $\text{Sr}^{2+}$  and  $\text{Ba}^{2+}$  at the cleaved mica-water interface: Free energy profiles and interfacial structure. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 74:148-1497.
- [79] Ahmad F, Yahaya AS, Farooqi MA., 2006. Characterization and geotechnical properties of Penang residual soil with emphasis on landslides. *Am J Environ Sci*. 2(4):121–128.
- [80] Quevauviller, P., 2006. *Métrologie en chimie de l'environnement*, seconde ed. Tec & Doc Lavoisier, Paris.
- [81] Malaysia Food Regulation 1985., 2003. *Environmental law of malaysia with regulations and rules*: Volume 2. International Law Book Services, Selangor, p 622.
- [82] Wedepohl KK., 1978. *Handbook of geochemistry*, vol. II/5. Heidelberg–New York, Springer–Verlag Berlin, p 1546.
- [83] Komarnicki GJK., 2005. Lead and cadmium in indoor air and the urban environment. *Environ Poll* 136: 47–61.
- [84] Z. Zhao, A.W. Rate, S. Tang, H. Bi., 2007. Characteristics of heavy metals distribution in agricultural soils of Hainan island and its environment significances, *Journal of Agro-Environment Science* 27: 0182–0187.
- [85] Li X, Thornton I, 2001. Chemical partitioning of trace and major element in soils contaminated by mining and smelting activities. *Applied Geochemistry* 16 : 1693-706.
- [86] J. Zhou, D. Ma, J. Pan, W. Nie, K. Wu, 2008. Application of multivariate statistical approach to identify heavy metal sources in sediment. *Environmental Sciences*. 20: 607–612.
- [87] Y. Li, X. Gou, G. Wang, Q. Zhang, Q. Su, G. Xiao, 2008. Heavy metal contamination and source in arid agricultural soils in central Gansu Province, China, *Journal of waters: a case study in Yangzhong, China*, *Environmental Geology* 54: 373–380.
- [88] Yong, R.N. et Phadungchewit, Y., 1993. pH influence on selectivity and retention of heavy metals in some clay soils. *Canadian Geotechnical Journal*. 30(5): 821-833.
- [89] Eisler, R., 2000. Handbook of Chemical Risk Assessment: Health Hazard to Humans, Plants and Animals. In: Metals, vol. I. Lewis Publisherse CRC Press, Boca Raton.

- [90] Ayala, J., Vega, J., Alvarez, R., Loredó, J., **2008**. Retention of heavy metal ions in bentonites from Grau Region (Northern Peru). *Environmental Geology*. 53(6): 1323-1330.
- [91] Karam, A., Jaouich, A. et De Coninck, A.S., **2008**. Effet de deux solides calcaires résiduels sur la sorption du plomb par un sol marginal acide. En 400 ans d'évolution de la conscience environnementale (29 et 30 mai 2008): 12e colloque annuel du Chapitre St-Laurent SARSETAC.
- [92] Sterckeman, T., Douay, F., Proix, N., Fourier, H., **2000**. Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in the north of France. *Environmental Pollution*. 107:377-389.
- [93] Bost M, Houdart S, Oberli M, Kalonji E, Huneau JF, Margaritis I. **2016**. Dietary copper and human health: current evidence and unresolved issues. *J Trace Elem Med Biol*. 35:107–115.
- [94] Smily JRMB, Sumithra PA. **2017**. Optimization of chromium biosorption by fungal adsorbent, *Trichoderma* sp. BSCR1 and its desorption studies. *HAYATI J Biosci* 24(2):65–67.
- [95] Rengel, Z., **2003**. *Handbook of soil acidity*. New York: Marcel Dekker, Inc., p 449-451.
- [96] Brallier S., Harrison R.B., 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* 86, 195-206.
- [97] Bowen HJM, **1979**. *Environmental chemistry of the elements*. New York : Academic Press.
- [98] Shallari, S. **1997**. Biodisponibilité du nickel du sol pour l'hyperaccumulateur *Alyssum murale*. Thèse doct. : Institut National Polytechnique de Lorraine, 98 p.
- [99] Juste C., Chassin P., Gomez A., Linères, M., Mocquot, B., Feix, I. et Wiart, J. **1995**. Les microéléments métalliques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines. Ademe, p 209.
- [100] Pansu M, Gautheyrou J. **2006**. *Handbook of soil analysis*. Springer-Heidelberg, New York.
- [101] Agence Française de Normalisation (AFNOR). **1996**. *Qualité des sols*. Recueil de normes Françaises 1996. AFNOR, Paris.
- [102] Yong, R.N. et Phadungchewit, Y., **1993**. pH influence on selectivity and retention of heavy metals in some clay soils. *Canadian Geotechnical Journal*. 30(5): 821-833.
- [103] Blanchard, C., 2000. *Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués*. Thèse Chimie, spécialité Sciences et Techniques du Déchet. L. France : INSA de Lyon, p301.
- [104] Moreno M. T., P. Audesse, M. Giroux, N. Frenette et M. Cescas. **2001**. Comparaison entre la détermination de la matière organique des sols par la méthode de Walkley-Black et la méthode de perte au feu, *Agrosol*.12(1): 49-58.

- [105] Ahmad F, Yahaya AS, Farooqi MA. 2006. Characterization and geotechnical properties of Penang residual soil with emphasis on landslides. *Am J Environ Sci* 2(4):121–128.
- [106] Shamsuddin S, Sulaiman AB, Che Amat R. 2012. Urban landscape factors that influenced the character of George Town, Penang UNESCO World Heritage Site. *Procedia Soc Behav Sci.* 50:238–253.
- [107] Förstner, U., 1985. *Chemicals forms and reactivities of metals in sediments in "chemical methods for assessing bio-available metals in sludges and soil"*, Leschber R., Davis R.D., L'Hermite P., CEC, Elsevier Applied Science publishers, 1-30.
- [108] Academie des Sciences., 1998. *Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion*. Rapport n°42. Lavoisier Tec&Doc, Paris, p 440.
- [109] Connell, W.E., Patrick, W.H., 1968. Sulfate reduction in soil effects of redox potential and pH. *Science*, 159(3810): 86-87.
- [110] Sims, J.L., Patrick, W.H., 1978. The distribution of micronutrient cations in soil under conditions of varying redox potential and pH. *Soil Science Society of America Journal*, 42: 258 -261.
- [111] Z. Zhao, A.W. Rate, S. Tang, H. Bi., 2007. Characteristics of heavy metals distribution in agricultural soils of Hainan island and its environment significances, *Journal of Agro-Environment Science* 27: 0182–0187.
- [112] G. Shi, Z. Chen, S. Xu, J. Zhang, L. Wang, C. Bi, J. Teng., 2008. Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai, China, *Environmental Pollution* 156: 251–260.
- [113] Zeng, F.R., Ali, S., Zhang, H.T., Ouyang, Y.N., Qiu, B.Y., Wu, F.B., Zhang, G.P., 2011. The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. *Environ Pollut.* 159 : 84-91.
- [114] Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec et Ministère de L'agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, 2003. *Détermination de la matière organique par dosage du carbone organique dans les sols agricoles ; méthode Walkley-Black modifiée*, MA. 1010 – WB 1.0, Ministère de l'Environnement du Québec, p 12.
- [115] Augusto Costa AC, Pereira Duta F, 2001. Bioaccumulation of copper, zinc, cadmium and lead by *Bacillus SP.*, *Bacillus cereus*, *Bacillus spearecus* and *Bacillus subtillus*. *Brazilian Journal of Microbiology* 32 : 32-50.
- [116] Morin, G., Juillot, F., Ildefonse, Ph., Calas, G., Samama, J.C., Chevallier, P., Brown, G.E., 2001. Mineralogy of lead in a soil developed on a Pb-mineralized sandstone (Largentière, France). *American Mineralogist* 86: 92-104.
- [117] Dumat, C., Chiquet, A., Goody, D., Aubry, E., Morin, G., Juillot, F., Benedetti, M., 2001. Metal ion geochemistry in smelter impacted soils and soil solutions. *Bulletin de la Société Géologique de France* 172: 539-548.

- [118] Bonneau, M., Souchier, B., **1994**. *Pédologie.2. Constituants et propriétés du sol*. Deuxième édition. Paris : Masson, , p 479.
- [119] B.J. Alloway, **1995**. *Heavy Metals in Soils*, 2nd ed, Blackie, London.
- [120] Baker, D.E., Senft, J.P., **1995**. *Copper*. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow, pp. 179-205.
- [121] Sterckeman, T., Douay, F., Proix, N., Fourrier, H., **2000**. Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in the north of France. *Environmental Pollution* 107: 377-389.
- [122] Quevauviller, P., 2006. *Métrieologie en chimie de l'environnement*, seconde ed. Tec &Doc Lavoisier, Paris.
- [123] Singh, B.R., Steinness, E., **1994**. *Soil and water contamination by heavy metals*. In *Soil processes and water quality*, Edition Lewis, p.233-271.
- [124] Sigg, L., Stumm, W., Behra, P., **1992**. *Chimie des milieux aquatiques : Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement*. Edition Masson, p 391.
- [125] Zhu, B. et Alva, A.K., **1993**. Differentiai adsorption of trace metals by soils as influenced by exchangeable cations and ionic strength. *Soil Science*. 155(1): 61-66.
- [126] Aziz HA, Adlan MN, Ariffin KS,. **2008**. Heavy metals (Cd, Pb, Zn, Ni, Cu and Cr (III)) removal from water in Malaysia: post treatment by high quality limestone. *Bioresour Technol* 99(6):1578–1583.
- [127] N. Sezgin, H.K. Ozcan, G. Demir, S. Nemlioglu, C. Bayat, **2003**. Determination of heavy metal concentrations in street dusts in Istanbul E-5 highway, *Environment International*. 29: 979–985.
- [128] Kabata-Pendias A, Pendias H, **1992**. *Trace Elements in Soils and Plants* (2nd ed.). CRC Press, Florida. 232–235.
- [129] Ljung K, Selinus O, Otabbong E, **2006**. Metals in soils of children's urban environments in the small northern European city of Uppsala. *Science of the Total Environment*. 366(2-3): 749–759.
- [130] Wei B G, Yang L S, **2010**. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal*. 94(2): 99–107.
- [131] Cortet, J., Gomot-De Vaufleury, A., Poinot-Balaguer, N., Gomot, L., Texier, C., Cluzeau, D., **1999**. The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *European Journal of Soil Biology* 35: 115-134.
- [132] Colandini, V., **1997**. *Effets des structures réservoirs à revêtement poreux sur les eaux pluviales : qualité des eaux et devenir des métaux lourds*. Thèse de doctorat, Université de Pau et des pays de l'Adour, 162 p.

- [133] Debieche, T.H., **2002**. *Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle eApplication à la basse plaine de la Seybouse (Nord-Est Algérien)*. Thèse d'Etat, Faculté des Sciences et Techniques, Université de Franche-Comté.
- [134] Padma S, Periakali P. **1999**. Physico-chemical and geochemical studies in Pulicat Lake, east coast of India. *Indian J Mar Sci*. 28:434–437.
- [134] Felenc R, Lenoble JP, **1965**. Le gite de plomb de Mibladen. Colloque sur des gisements stratiformes de plomb, zinc et de manganèse du Maroc. *Notes & Mémoires du Service Géologique Maroc*. 181 : 185-204.
- [136] Nriagu, J.O., Moore, P.B., **1984**. *Phosphate minerals*. Springer –Verlag, New-York.
- [137] N. Sezgin, H.K. Ozcan, G. Demir, S. Nemlioglu, C. Bayat, **2003**. Determination of heavy metal concentrations in street dusts in Istanbul E-5 highway, *Environment International*. 29: 979–985.
- [138] C. Liu, Y. Shang, G. Yin, **2006**. Primary study on heavy metals pollution in farm soil of Chengdu city. *Trace element science of Guangdong*. 13: 41–45.
- [139] X. Zhong, S. Zhou, Q. Zhao, **2007**. Spatial characteristics and potential ecological risk of soil heavy metals contamination in the Yangtze River delta-a case study of Taicang city, Jiangsu Province, *Scienia Geographica Sinica* 27: 395–400.
- [140] Wong CSC, Li X, Thornton I. **2006**. Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environ Pollut* 142: 1–16.
- [141] Lu SG, Bai SQ. **2010**. Contamination and potential mobility assessment of heavy metals in urban soils of Hangzhou, China: relationship with different land uses. *Environ Earth Sci* 60:1481–1490.
- [142] Stumm, W. et Morgan, J., **1996**. *Aquatic chemistry – Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, John Wiley & Sons, Inc., 1022 p.
- [143] H. Chen, J. Zhou, Y. Jin, A. Du, W. Yu, D. Yang, **2007**. Concentration and chemical speciation of Cu, Zn, Pb in Wenzhou urban soils, *Journal of Soil and Water Conservation* 21: 75–78.
- [144] Baize D, **1997**. *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)*. Références et stratégies d'interprétation. Paris : Inra éditions.
- [145] D. Baize. **2002**. *Examen critique des valeurs limites "sols" de la réglementation française*. In Un point sur les éléments traces métalliques dans les sols approches fonctionnelles et spatiales. Editions INRA. Paris, p565.
- [146] D.C.;Adriano. **2001**. *Trace elements in terrestrial environments. Biochemistry bio-availability and risks of metals*, 2nd Edition . New York: Springer-Verlag.

- [147] Sánchez-Martin, M.J., Sánchez-Camazano, M., Lorenzo, L.F., **2000**. Cadmium and lead contents in suburban and urban soils from two medium-sized cities of Spain: influence of traffic intensity. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 64: 250-257.
- [148] J.R. Sanders, S.P. McGrath and T.M. Adams. **1986**. Zinc, copper and nickel concentrations in ryegrass grown on sewage sludge-contaminated soils of different pH, *J. Sci. Food Agr.* 37: 961-968.
- [149] I. Pais et J. Benton Jones. **2000**. *The handbook of Trace Elements*. Boca Raton, FL, St. Lucie Press, p223.
- [150] J.M. Pacyna. **1984**. Estimation of atmospheric emissions of trace elements from anthropogenic sources in Europe, *J. Atmos. Environ.* 18 : 41-50.
- [151] R.M. McKenzie. **1980**. The adsorption of Lead and other heavy metals on oxides of Manganese and Iron. Aust, *J. Soil. Res.* 18: 61-73.
- [152] D. Baize. **1997**. *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols. Références et stratégies d'interprétation*. Editions INRA. Paris. France, p408.
- [153] H. Babich and G. Stotzky. **1980**. Environmental factors that influence the toxicity of heavy metals and gaseous pollutants to microorganisms, *Crit. Rev. Microbiol.* 8: 99-145.
- [154] K.W.T. **1998**. Goulding and L. Blake. Land use, liming and the mobilization of potentially toxic metals, *J. Agri. Ecos. Environ.* 67: 135-144.
- [155] S.K. Gupta, M.K. Vollmer and R. Krebs. **1996**. The importance of mobile, mobilisable and pseudo-total heavy metal fractions in soil for three-level risk assessment and risk management, *J. Sci. Total Environment.* 178: 11-20.
- [156] D.C.;Adriano. **2001**. *Trace elements in terrestrial environments. Biochemistry bio-availability and risks of metals*, 2 nd Edition. New York: Springer-Verlag.
- [157] P. Duchaufour. **2001**. *Introduction à la science du sol : Sol, végétation, environnement*. Edition DUNOD . Paris, p331.
- [158] S.H. Badawy, M.I.D. Helal, **2002**. A.M. Chaudri, K. Lawlor and S.P. McGrath. Soil solid-phase controls lead activity in soil solution, *J. Environ. Qual.* 31: 162-167.
- [159] M.J. Eick, J.D. Peak, P.V. **1999**. Brady and J.D. Pesek. Kinetics of lead adsorption/desorption on goethite: residence time effect, *J. Soil. Sci.* 164: 28-39.
- [160] B.J. Alloway. **1997**. *The mobilisation of trace elements in soils. Contaminated soils*. INRA. Paris. France, p133-145.
- [161] G.M. Hettiarachchi and G.M. Pierzynski. **2002**. In situ stabilization of soil lead using phosphorus and manganese oxide: influence of plant growth. *J. Environ. Qual.* 31: 564-572.

- [162] J.P. Dubois, N. Benitez, T. Liebig, M. Baudraz et F. Okopnik. **2002**. *Le cadmium 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, p46.
- [163] P.H. Bourrelrier et J. Berthelin. **1998**. *Contamination des sols par les éléments traces: les risques et leur gestion*. CR. Acc Sci, 42. Edition Lavoisier . Paris p98.
- [164] E.J. Underwood and N.F. Suttle. **1999**. *Copper. In The mineral nutrition of livestock*. 3rd Edition. CABI Publishing . Wallingford. Royaume-Uni, p283-342.
- [165] W. Smith and H. Javad. **2003**. *Foundations of Materials Science and Engineering*. Edition McGraw-Hill Professional. ISBN: 0-07-292194-3, p223.
- [166] A. Yukselen Y, Kaya A. **2008**. Suitability of the methylene blue test for surface area, cation exchange capacity and swell potential determination of clayey soils. *Eng Geol* 102:38–45.
- [167] P. Babula, V. Adam, R. Opatrilova, J. Zehnalek, L. Havel, R. Kizek, **2008**. Uncommon heavy metals, metalloids and their plant toxicity: a review, *Environmental Chemical Letter* 6:189–213..
- [168] P. Duchaufour: Précis de Pédologie, 3e édition. Masson et Cie, Paris **1970**. 482 S, 18 × 24 cm, 80 Fig., 23 Abb. (2 Farbtafeln). Brosch. 80 F, kart. 90 F.
- [169] Muller, G. **1969**. Index of Geo-Accumulation in Sediments of the Rhine River. *GeoJournal*. 2:108-118.
- [170] Oumar B., Ekengele N.L., Balla O.A.D., **2014**. Évaluation du niveau de pollution par les métaux lourds des lacs Bini et Dang, Région de l'Adamaoua, Cameroun. *Afri. Sci. J.* 10(2) : 184 – 198.
- [171] Binggan Wei, Fengqing Jiang, Xuemei Li and Shuyong Mu, **2009**. Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in urban road dusts from Urumqi, NW China. *Microchemical Journal*. 93: 147– 152.
- [172] P.S. Harikumar and T.S. Jisha, **2010**. Distribution pattern of trace metal pollutants in the sediments of an urban wetland in the southwest coast of India. *International Journal of Engineering Science and Technology*. 2(5): 840-850.
- [173] State Environmental Protection Administration. SEPA Environmental Quality Standard for Soils; GB15618–**1995**; State Environmental Protection Administration: Beijing, China.
- [174] CEPA (Chinese Environmental Protection Administration), **1990**. Elemental background values of soils in China, Environmental Science Press of China, Beijing,
- [175] Xiao, Q.; Zong, Y.; Lu, S. **2015**. Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 120, 377–385.

- [176] X. Lu, L. Wang, K. Lei, J. Huang, Y. Zhai, **2008**. Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China, *J. Hazard. Mater.* doi:10.1016/j.jhazmat.2008.04.052.
- [177] Binggan W;ei a,b, Linsheng Yang a, **2010**. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal*. 94:99–107.
- [178] B. Wei, F. Jiang, X. Li, S. Mu, **2009**. Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in urban road dusts from Urumqi, NW China, *Microchemical Journal*, doi:10.1016/j.microc.2009.06.001.
- [179] G. Zheng, **2008**. Investigation and assessment on heavy metal pollution of farming soil in the Jinghe river basin, Arid Zone. *Research*. 25: 627–630.
- [180] Rouabhi, A., Hafsi, M., Monneveux, P. **2019**. Climate change and farming systems in the region of Setif (Algeria). *Journal of Agriculture and Environment for International Development (JAEID)*, 113(1).
- [181] Nacéra Benseddik, **2005**. *Sétif*, Dictionnaire du Monde antique, éd. PUF, Paris.
- [182] A Bir, H Yakhlef et T Madani. **2014**. Diversité des exploitations agricoles laitières en zone semi-aride de Sétif (Algérie), *Livestock Research for Rural Development*, 26 : 2
- [183] Ismahane Nabti, Mustapha Bounechada. **2020**. Mosquito biodiversity in Setif region (Algerian High Plains), density and species distribution across climate zones, *Entomologie. faunistique – Faunistic entomology*, 73, 1-14.
- [184] B. Houcher, D. Naimi, S. begag, A. Bouzid. **2004**. Evaluation de l’anémie macrocytaire chez une population féminine dans la région de setif. *Sciences & Technologie C*, 21, pp. 73-77.
- [185] Khaled Chorfi, Kamel Younesi. **2008**. Le foncier urbain entre opportunit´e et maîtrise. Cas de Setif (Algerie). *Penser la ville – approches comparatives, Oct, Khenchela, Algerie*. pp.247.
- [186] Duthyl J., 1988. Guide des analyses courantes en pédologie. Choix, expression, présentation, interprétation. INRA, Paris, p 172.
- [187] Odiyo J O, Bapela H M, Mugwedi R, Chimuka L, 2005. Metals in environmental media: A study of trace and platinum group metals in Thohoyandou, South Africa. *Water*. 31 (4): 581-587.
- [188] Gauchers F., & Soltser H., **1981**. Base de la production végétale : le sol, Edition Techniques agricoles. p 829.
- [189] Clement Mathieu & Françoise Piethains, **1998**. Analyse chimique des sols: Méthodes choisies Edition Tec et Doc Lavoisier 387p.
- [190] Baize D., & Jabiol B., **1995**. Guide pour la description des sols. Collection techniques et pratiques, INRA, Paris, p 375.

[191] ISO 11261 : 1995 – *Qualité du sol – Dosage de l'azote total – Méthode de Kjeldahl modifiée.*

[192] Sarmani, S. B. 1989. The determination of heavy metals in water, suspended materials and sediments from Langat River, Malaysia. *Hydrobiologia*, 176(1), 233–238.

[193] PINTA M., 1973. Méthodes de références pour détermination des éléments dans végétaux : Détermination des éléments Ca, Mg, Fe, Mn, Zn et Cu par absorption atomique, *Oléagineuse*, 28 : 87-92.

[194] Y. Zhao, X. Shi, B. Huang, D. Yu, H. Wang, W. Sun, I. Oboern, K. Blomback, 2007. Spatial distribution of heavy metals in agricultural soils of an industry-based peri-urban area in Wuxi, China, *Pedosphere*. 17: 44–51

[195] W. Smith and H. Javad. 2003. *Foundations of Materials Science and Engineering*. Edition McGraw-Hill Professional. ISBN : 0-07-292194-3, p 223.

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

[197] Manta, D., Angelone, M., Bellanca, A., Neri, R., Sprovieri, M., 2002. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *Sci. Total Environ.* 300 : 229–243.

[198] P Soler-Rovira, E Madejón, P Madejón, C Plaza. 2010. In situ remediation of metal-contaminated soils with organic amendments: role of humic acids in copper bioavailability. *Chemosphere*. 79: 844-849.

[199] D. Baize, 2000. *Teneurs totales en « métaux lourds » dans les sols français : résultats généraux du programme ASPITET. Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, Paris : Institut national de la recherche agronomique Délégation permanente à l'environnement, p 39-54

[200] Agence Française de Normalisation (AFNOR), 1996. *Qualité des sols*. Recueil de normes Françaises 1996. AFNOR, Paris.

[201] Li X D, Lee S L, Wong S C, Shi WZ, Thornton I, 2004. The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. *Environmental Pollution*. 129(1): 113–124.

[202] Kabata-Pendias, A., 2000. *Trace Elements in Soils and Plants*, third ed. CRC Press, Boca Raton.

[203] Alloway, B.J., 1995b. *Cadmium*. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow, p. 122-151.

[204] McGrath, S.P., 1995. *Chromium and nickel*. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow, p. 152-178.

- [205] Möller, A., Müller, H.W., Abdullah, A., Abdelgawad, G., Utermann, J., **2005**. Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta. *Geoderma*. 124: 63-71
- [206] Navas, A., Machin, J., **2002**. Spatial distribution of heavy metals and arsenic in soils of Aragón (northeast Spain): controlling factors and environmental implications. *Applied Geochemistry*. 17: 961-973.
- [207] Baker, D.E., Senft, J.P., **1995**. *Copper*. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow, p. 179-205.
- [208] Davies, B.E., **1995**. *Lead*. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow, p. 206-223.
- [209] Sánchez-Martin, M.J., Sánchez-Camazano, M., Lorenzo, L.F., **2000**. Cadmium and lead contents in suburban and urban soils from two medium-sized cities of Spain: influence of traffic intensity. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 64: 250-257.
- [210] Imperato, M., Adamo, P., Naimo, D., Arienzo, M., Stanzione, D., Violante, P., **2003**. Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy). *Environmental Pollution*. 124: 247-256.
- [211] <http://www.mem-algeria.org/francais/index.php?page¼4le-marche-algerien>.
- [212] Ordonez, A., Loredó, J., de Miguel, E., Charlesworth, S., **2003**. Distribution of heavy metals in the street dusts and soils of an industrial city in Northern Spain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 44: 160-170.
- [213] Alloway, B.J., **1995c**. *Soil processes and the behaviour of heavy metals*. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow, p. 11-37.
- [214] S. Maas a, R. Scheifler a, M. Benslama b, N. Crini a, E. Lucot a, Z. Brahmia b, S. Benyacoub b, P. Giraudoux a., **2010**. Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Environmental Pollution*. 158: 2294-2301.
- [215] G. Muller, **1969**. Index of geo-accumulation in sediments of the Rhine River, *Geojournal*. 2: 108–118.
- [216] Y.Q. Ji, Y.C. Feng, J.H. Wu, T. Zhu, Z.P. Bai, C.Q. Duan, **2008**. Using geo-accumulation index to study source profiles of soil dust in China, *Journal of Environmental Sciences*. 20: 571–578.
- [217] CNEMC. **1990**. (China National Environmental Monitoring Centre), *The Background Values of Chinese Soils*, Environmental Science Press of China, Beijing.
- [218] H. Liu, B. Han, D. Hao, **2006**. Evaluation to heavy metals pollution in agricultural soils in northern suburb of Xuzhou City, *Chinese Journal of Eco-Agriculture*. 14: 159–161.

## **Résumé**

La contamination par les métaux lourds (ETM) est un problème sérieux qui menace l'environnement du sol et la santé humaine dans le monde entier. Le présent travail était pour but d'étudier la distribution spatiale des éléments suivants : Cd, Cr, Cu, Pb et Zn pour 25 échantillons du sol prélevés sur une grille régulière de 3\*3 km sur une large zone autour de la ville de CONSTANTINE. Nous avons étudié les propriétés physico-chimiques à savoir le pH. Les échantillons ont été analysés par la spectrométrie d'absorption atomique à la flamme (SAAF). Pour identifier les concentrations et les sources de ETM et évaluer la qualité de l'environnement des sols, 25 échantillons de sol ont été collectés dans la ville de CONSTANTINE dans lequel les concentrations moyennes en Cr, Cu, Pb et Zn étaient respectivement de 64,45; 54,48; 105,10 et 387,25 mg / kg, les valeurs de pH du sol varient entre 7,75 et 8,47. Toutefois, la concentration du Cd dans 25 échantillons est inférieure à la limite de détection. Les cartes de distribution spatiale indiquent que le Pb et le Zn étaient principalement contrôlés par des activités anthropiques, alors que le Cr et le Cu pouvait être principalement représenté par les matériaux parents du sol. Les contaminations de ETM dans les sols urbains ont été évaluées à l'aide De l'indice de géo-accumulation (*I<sub>géo</sub>*), l'indice de pollution (IP) et d'indice de pollution intégré (IPI). Environ 80 à 88% des échantillons de sol étaient moyennement ou fortement contaminés par le Pb et le Zn. La répartition spatiale de l'IPI a montré que les niveaux de pollution par les ETM sont plus élevés dans les zones urbaines que dans les zones agriculture. De plus, les principales sources de minéraux dans le sol sont également différentes.

**Mots clés:** Constantine ; Pollution ; Métaux lourds ; SAA ; Indice de géo-accumulation (*I<sub>géo</sub>*) ; Indice de pollution (PI) ; Indice de pollution intégré (IPI).

## **Abstract**

Heavy metal contamination (HME) is a serious problem that threatens the soil environment and human health around the world. The present work was aimed to study the spatial distribution of the following elements: Cd, Cr, Cu, Pb and Zn for 25 soil samples taken on a regular grid of 3 \* 3 km over a large area around the town of CONSTANTINE . We have studied the physicochemical properties, namely the pH.

The samples were analyzed by flame atomic absorption spectrometry (SAAF). To identify the concentrations and sources of ETM and assess the quality of the soil environment, 25 soil samples were collected in the town of CONSTANTINE in which the average concentrations of Cr, Cu, Pb and Zn were respectively 64, 45; 54.48; 105.10 and 387.25 mg / kg, soil pH values vary between 7.75 and 8.47. However, the concentration of Cd in 25 samples is below the detection limit. Spatial distribution maps indicate that Pb and Zn were mainly controlled by anthropogenic activities, while Cr and Cu could be mainly represented by parent soil materials. ETM contaminations in urban soils were assessed using the Geo-Accumulation Index (Geo), Pollution Index (IP) and Integrated Pollution Index (IPI). About 80-88% of the soil samples were moderately or heavily contaminated with Pb and Zn. The spatial distribution of the IPI showed that ETM pollution levels are higher in urban areas than in agricultural areas. In addition, the main sources of minerals in the soil are also different

**Keywords:** *Constantine; Pollution; Heavy metals ; SAA; Geo-accumulation index (Igeo); Pollution indice (PI); Integrated pollution indice (IPI).*

## ملخص

يعد التلوث بالمعادن الثقيلة مشكلة خطيرة تهدد بيئة التربة وصحة الإنسان في جميع أنحاء العالم. الهدف من هذا العمل هو دراسة التوزيع المكاني للعناصر التالية: الكاديوم والكروم والنحاس والرصاص والزنك لـ 25 عينة تربة مأخوذة من شبكة منتظمة 3 \* 3 كم على مساحة كبيرة حول مدينة قسنطينة. لقد درسنا الخصائص الفيزيائية والكيميائية ، وهي الأس الهيدروجيني.

تم تحليل العينات بواسطة مطياف الامتصاص النري للهب (SAAF). لتحديد تركيزات ومصادر ETM وتقييم جودة بيئة التربة ، تم جمع 25 عينة من التربة في مدينة قسنطينة حيث كان متوسط تركيزات Cr و Cu و Pb و Zn على التوالي 64 و 45 ؛ 54.48 ؛ 105.10 و 387.25 مجم / كجم ، وتتراوح قيم الأس الهيدروجيني للتربة بين 7.75 و 8.47. ومع ذلك، فإن تركيز الكاديوم في 25 عينة هو أقل من حد الكشف. تشير خرائط التوزيع المكاني إلى أن Pb و Zn تم التحكم فيهما بشكل أساسي من خلال الأنشطة البشرية، بينما يمكن تمثيل Cr و Cu بشكل أساسي بمواد التربة الأصلية. تم تقييم تلوثات في التربة الحضرية باستخدام مؤشر التراكم الجغرافي (Geo) ، ومؤشر التلوث (IP) ومؤشر التلوث المتكامل (IPI). حوالي 80-88٪ من عينات التربة كانت ملوثة بدرجة متوسطة أو شديدة بالرصاص والزنك. أظهر التوزيع المكاني لـ IPI أن مستويات التلوث أعلى في المناطق الحضرية منها في المناطق الزراعية. بالإضافة إلى ذلك، فإن المصادر الرئيسية للمعادن في التربة مختلفة أيضًا.

**كلمات مفتاحية:** قسنطينة ؛ التلوث؛ معادن ثقيلة ؛ مطياف الامتصاص النري للهب؛ مؤشر التراكم الجغرافي (Igeo) ؛ مؤشرات التلوث (IP) ؛ مؤشرات التلوث المتكاملة (IPI)