

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



Université Mohammed Seddik Benyahia- de Jijel
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département des Sciences de l'Environnement
et des Sciences Agronomiques

جامعة محمد الصديق بن يحيى - جيجل
كلية علوم الطبيعة و الحياة
قسم علوم المحيط و العلوم الفلاحية

Thèse

Présentée par

BENFRIDJA Leïla

pour l'obtention de

Doctorat en Sciences

Filière : Biologie

Option : Sciences de l'Environnement

Thème

**Impacts environnementaux de la décharge non contrôlée de
Ziama Mansouriah et le rôle bioépurateur de la végétation
spontanée**

Soutenu publiquement le 27/ 01 / 2022

Devant le jury composé de :

Président :	Mr MAYACHE Boualem	Professeur, Université de Jijel
Rapporteur :	Mr. KRIKA Abderrezak	MCA, Université de Jijel
Examineurs :	Mr. BOUNAMOUS Azzedine	Professeur, Centre Universitaire de Mila
	Mr. BOUBENDIR Abdelhafid	MCA, Centre Universitaire de Mila
	Mr. AZIZI Ahmed	MCA, Université de Laghouat

Année universitaire : 2021-2022

Remerciements

Au terme de ce travail, je tiens à remercier tous ceux qui m'ont prodigué aide, soutien, conseils et amitiés.

J'aimerais remercier mon directeur de thèse Docteur Krika Abderezzak. Qu'il trouve ici la preuve de toute ma reconnaissance et mes remerciements pour sa grande disponibilité et pour le temps qu'il m'a consacré en me faisant bénéficier de son expérience.

Mes sincères remerciements vont également aux membres du jury de thèse qui ont accepté l'évaluation de ce travail : Pr.MAYACHE Boualem (Université Mohamed Seddik Benyahia-Jijel) qui a accepté de présider le jury, Pr. BOUNAMOUS Azzedine (Centre Universitaire de Mila), Dr. BOUBENDIR Abdelhafid (Centre Universitaire de Mila) et Dr. AZIZI Ahmed (Université de Laghouat) qui ont accepté d'examiner ce travail.

Pour tous, Merci beaucoup

Dédicace

A tous ceux qui me sont chers :

A mon père, qui m'a toujours poussée et motivé dans mes études, j'espère que du monde qui est sien maintenant, il apprécie cet humble geste, preuve de reconnaissance de la part d'une fille qui a toujours prié pour le salut de son âme. Puisse Dieu, le tout puissant, l'avoir en sa sainte miséricorde.

A ma très chère mère,

A ma famille

A mes amis (e)

Sommaire

Sommaire	i
Liste des figures	x
Liste des tableaux	xi
Liste des abréviations	xiii
Introduction générale	1

Chapitre I : Synthèse bibliographique

-Déchets et décharges-

I. Les déchets	3
I.1. Définition des déchets.....	3
II. Classification des déchets	3
II.1. Déchets urbains	3
II.1.1. Déchets des ménages et assimilés	4
II.1.1.1. Les ordures ménagères (OM)	4
II.1.1.2. Les encombrants	5
II.1.1.3. Les déchets ménagers spéciaux (DMS)	5
II.1.2. Déchets des activités économiques ou déchets d'origine commerciale	5
II.1.2.1. Déchets de travaux et de bricolage	5
II.1.2.2. Déchets liés à l'automobile	5
II.1.2.3. Déchets toxiques en quantités dispersées	5
II.1.3. Déchets des collectivités	5
II.1.4. Déchets de l'assainissement	5
II.2. Déchets des entreprises.....	6
II.2.1. Les déchets industriels inerte	6
II.2.2. Les déchets industriels banals (DIB)	6

II.2.3. Les déchets industriels spéciaux (DIS)	6
II.2.3.1. Déchets dangereux ou toxiques	6
II.2.3.2. Déchets toxiques industriels en quantité dispersée	7
II.3. Déchets hospitaliers (DH)	7
II.3.1. Les déchets sans risque	7
II.3.2. Déchets à risque (dangereux)	7
II.3.2.1. Déchets à risque infectieux (DASRI)	7
II.3.2.2. Les déchets piquants et tranchants	7
II.3.2.3. Les déchets pharmaceutiques.....	8
II.3.2.4. Déchets à risques chimiques et toxiques (DRCT).....	8
II.3.2.5. Déchets à risques radioactifs	8
II.4. Déchets agricoles	8
II.4.1. Déchets liés à l'exploitation	8
II.4.2. Déchets des industries agro-alimentaires	9
II.4.3. Déchets induits par l'exploitation agricole	9
II.4.4. Déchets agricoles toxiques en quantité dispersée	9
II.5. Déchets toxiques en quantité dispersée	9
II.5.1. Déchets de laboratoire	9
II.5.2. Produits phytosanitaires	9
II.5.3. Déchets domestiques	9
II.5.4. Déchets d'ateliers	10
III. Durée de vie de certains déchets	10
IV- Caractéristiques physico-chimiques des déchets.....	11
IV.1. La densité (ou masse volumique)	11
IV.2. L'humidité et le pouvoir calorifique	11
IV.3. Le pouvoir calorifique	11
IV.4. Le rapport des teneurs en carbone et azote	11
IV.5. La température	11
V. Les filières de traitement et de valorisation des déchets ménagers.....	12

V.1. La valorisation organique	12
V.1.1. Le compostage	12
V.1.2. La méthanisation	12
V.2. L'incinération	12
V.3. La mise en décharges	13
V.4. Les dépotoirs et décharges sauvages	13
V.4.1. Définition d'une décharge	13
V.4.2. Différents types des décharges	13
V.4.2.1. Les décharges non conformes (décharges brutes)	13
V.4.2.2. Les décharges conformes	14
V.4.2.3. Le centre d'enfouissement Technique (CET)	14
V.4.2.4. La décharge contrôlée	14
V.4.2.4.1. Décharge contrôlée de type traditionnel.....	14
V.4.2.4.2. Décharge contrôlée compactée	14
V.4.2.4.3. Décharge contrôlée de déchets broyés	15
V.4.2.4.4. Décharge contrôlée de déchets mis en balles	15
V.4.2.4.5. Décharge de déchets prétraités	15
V.4.2.5. Les décharges non contrôlées (sauvages)	15
V.4.3. Les polluants produits par la décharge	16
V.4.3.1. Lixiviats	16
V.4.3.1.1. Définition	16
V.4.3.1.2. La formation des lixiviats	16
V.4.3.1.3. Composition	17
V.4.3.1.3. Classification des lixiviats	17
A- Les lixiviats jeunes	17
B- Les lixiviats intermédiaires	18
C- Les lixiviats stabilisés	18
V.4.3.1.4. Impacts	18
V.4.3.2. Le Biogaz.....	19
V.4.3.2.1. Définition	19
V.4.3.2.2. Composition	19

V.4.3.3. Les fumées d'incinération.....	19
V.4.3.3.1. Définition	19
V.4.3.3.2. Composition	19

-Métaux lourds ou éléments traces métalliques-

I. Métaux lourds ou éléments traces métalliques	20
I.1. Définition	20
I.2. Classification des métaux lourds.....	20
I.2.1. ETM essentiels	20
I.2.2. ETM non essentiels	20
I.3. Propriétés physico-chimiques des métaux lourds	20
I.3.1. La solubilité	20
I.3.2. La persistance	21
I.3.3. La volatilité	21
I.4. Origine des métaux lourds	21
I.4.1. Origine naturelle	21
I.4.1.1. Le fond géochimique	22
I.4.1.2. Les retombées atmosphériques.....	22
I.4.2. Origines anthropiques	22
II. Les éléments traces métalliques étudiés.....	23
II.1. Cadmium (Cd).....	24
II.1.1. Définition et propriétés physico-chimiques.....	24
II.1.2. Comportement du cadmium dans le sol.....	24
II.1.3. Transfert du cadmium aux plantes.....	24
II.2. Plomb (Pb)	25
II.2.1. Définition et propriétés physico-chimiques	25
II.2.2. Comportement du plomb dans le sol.....	25
II.2.3. Transfert du plomb aux plantes.....	25

-La phytoremédiation-

I. Utilisation des plantes dans la réhabilitation des sols.....	27
I.1. Histoire de la phytoremédiation.....	27

I.2. Définition de la phytoremédiation	27
I.3. Différentes stratégies de phytoremédiation	28
I.3.1. Par dégradation	28
I.3.1.1. La phytodégradation	28
I.3.1.2. La Rhizostimulation	29
I.3.2. Par accumulation.....	30
I.3.2.1. La phytoextraction	30
I.3.2.2. La rhizofiltration.....	30
I.3.2. Par dissipation	31
I.3.2.1. La phytovolatilisation.....	31
I.3.3. Par Immobilisation.....	32
I.3.3.1. Phytostabilisation.....	32
I.4. Types des plantes utilisées dans la phytoremédiation.....	32
I.4.1. Les métallophytes.....	33
I.4.2. Les hyperaccumulatrices.....	33
I.5. Avantages et inconvénients de la phytoremédiation.....	33
1.5.1. Les avantages.....	33
1.5.2. Les inconvénients.....	33

Chapitre II : Matériel et méthodes

I. Description du site d'étude.....	34
II. Choix et localisation des sites de prélèvement	34
II.1. Description des sites de prélèvements.....	35
II.1.1. Le site (S1).....	35
II.1.2. Le site (S2).....	35
II.1.3. Le site (S3).....	36
III. Echantillonnage et techniques de prélèvement des eaux.....	36
III.1. Flaconnage de prélèvement	36

III.2. Transport et conservation des échantillons.....	36
III.3. Méthodes de mesures et d'analyses.....	37
III.3.1. Analyses chimiques de l'eau.....	37
III.3.1.1. Mesures sur terrain.....	37
III.3.1.2. Analyse au laboratoire.....	37
III.3.1.2.1. Dosage des nitrates (NO_3^-) (méthode par spectrophotométrie).....	37
III.3.1.2.2. Dosage des nitrites (NO_2^-) (méthode par spectrophotométrie).....	37
III.3.1.2.3. Dosage de l'ammoniac (NH_3^+) (méthode par spectrophotométrie).....	38
III.3.1.2.4. Demande biochimique en oxygène (DBO) (technique respirométrique).....	38
III.3.2. Analyses microbiologiques de l'eau.....	38
III.3.2.1. Recherche et dénombrement des coliformes totaux et fécaux	38
a-Test présomptif	38
b-Test confirmatif	38
III.3.2.2. Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux.....	39
a-Test présomptif	39
b-Test confirmatif	39
IV. Echantillonnage et technique de prélèvement de sol.....	39
IV.1. Prélèvement du sol.....	39
IV.2. Technique de prélèvement.....	39
IV.3. Conditionnement et transport d'échantillons.....	39
IV.4. Préparation des échantillons.....	40
IV.5. Analyses physico-chimiques du sol.....	40
IV.5.1. Analyse granulométrique.....	40
IV.5.2. Mesure de pH.....	40
IV.5.3. Mesure de la conductivité électrique (CE).....	40
IV.5.4. Dosage de la matière organique (MO).....	40
IV.5.5. La capacité d'échange cationique (CEC).....	41
V. Echantillonnage et technique de prélèvement des sédiments.....	43
VI. Prélèvement des échantillons de plantes.....	41
VI.1. Choix du matériel végétal.....	41

VI.2. Présentation des espèces étudiées	41
VI.2.1. <i>Dittrichia viscosa</i> L.....	41
a. Systématique.....	41
b. Habitat.....	41
c. Description botanique.....	42
VI.2.2. <i>Silybum marianum</i> .L	42
a. Systématique.....	42
b. Habitat.....	42
c. Description botanique.....	42
VI.2.3. <i>Mentha spicata</i> .L.....	42
a. Systématique.....	42
b. Habitat.....	43
c. Description botanique.....	43
VI.2.4. <i>Pteridium aquilinum kuhn</i>	43
a. Systématique.....	43
b. Habitat.....	43
c. Description botanique.....	43
VII. Méthodes de dosage des métaux lourds	44
VII.1. Préparation des extraits d'échantillons destinés au dosage des métaux lourds par SAA	44
VII.2. Technique d'analyse des métaux lourds.....	44
VII. Evaluation de la qualité de l'eau par l'utilisation d'indices.....	44
VII.1. Indice de pollution des eaux de surfaces (River Pollution Index : RPI).....	44
VIII.2. Les indices d'évaluation de la pollution par les métaux lourds.....	45
VIII.2.1. L'indice de géo-accumulation (<i>Igeo</i>)	45
VIII.2.2. Facteur de contamination (CF).....	46
VIII.2.3. Indice de charge de pollution (PLI).....	47
IX. Les analyses statistiques.....	47

Chapitre III : Résultats et discussion

I. Compartiment eau	48
I.1. Paramètres physicochimiques de l'eau	48
I.1.1. Le potentiel d'hydrogène (pH).....	48
I.1.2. L'oxygène dissous (OD).....	48
I.1.3. L'ammoniac (NH ₃).....	50
I.1.4. Les matières en suspension (MES).....	50
I.1.5. La demande biochimique en oxygène (DBO ₅).....	50
I.1.6. Nitrates (NO ₃ ⁻) et nitrites (NO ₂ ⁻).....	51
I.2. Indice de pollution des eaux de surface (RPI).....	51
I.3. Paramètres microbiologiques de l'eau	52
I.3.1. Les coliformes totaux	52
I.3.2. Les coliformes fécaux	53
I.3.3. <i>Escherichia coli</i>	53
I.3.4. Les streptocoques fécaux	53
I.4. Détermination de l'origine de la contamination fécale.....	53
II. Compartiment sédiments	54
II.1. Concentrations des métaux lourds dans les sédiments.....	54
II.2. Evaluations de la contamination des sédiments.....	56
II.3. Evaluation de la contamination métallique des sédiments	56
III. Compartiment sol	58
III.1. Résultats des paramètres physico-chimiques.....	58
III.1.1. Le pH.....	58
III.1.2. La conductivité électrique (CE).....	58
III.1.3. La matière organique (MO %)......	59
III.1.4. La capacité d'échange cationique (CEC).....	59
III.1.5. L'analyse granulométrique.....	59
III.2. Teneurs métalliques des sols en Cd et Pb.....	60

III-2-1- Le cadmium.....	60
III-2-2- Le plomb.....	61
III.3. Indice de pollution (IP).....	61
III.4. Evaluation de la contamination métallique des sols	62
IV. Compartiment végétation spontanée.....	62
IV.1. Le cadmium et le plomb dans les échantillons de plantes.....	62
IV.1.1. Le cadmium.....	63
IV.1.2. Le plomb.....	64
IV.2. Transfert sol-plantes.....	64
IV.2.1. Coefficient d'enrichissement (CE).....	64
Conclusion générale.....	66
Références bibliographiques.....	68

Annexes

Liste des figures

Figure 1 : Classification des déchets	4
Figure 2 : Impact d'une décharge non contrôlée sur l'environnement	16
Figure 3 : Schéma représentatif des techniques de la phytoremédiation	28
Figure 4 : Fonctionnement de la phytodégradation.....	29
Figure 5 : Fonctionnement de la rhizodégradation.....	29
Figure 6 : Fonctionnement de la phytoextraction	30
Figure 7 : Fonctionnement de la rhizofiltration	31
Figure 8 : Fonctionnement de la phytovolatilization	31
Figure 9 : Fonctionnement de la phytostabilisation	32
Figure 10 : Situation géographique et localisation des sites de prélèvement le long de l'Oued Amsal.....	34
Figure 11 : Description du site (S1).....	35
Figure 12 : Description du site (S2).....	35
Figure 13 : Description du site (S3).....	36
Figure 14 : <i>Dittrichia viscosa.L</i>	41
Figure 15 : <i>Silybum marianum.L</i>	42
Figure 16 : <i>Mentha spicata.L</i>	42
Figure 17 : <i>Pteridium aquilinum kuhn</i>	43
Figure 18 : Variations spatiales des paramètres physicochimiques de l'eau : pH ^(a) , OD ^(b) , DBO ₅ ^(c) , SS ^(d) , NH ₃ ⁺ ^(e) , NO ₃ ⁻ ^(f) ; NO ₂ ⁻ ^(g)	49
Figure 19 : Variations spatiales des : Coliformes totaux (CT), coliformes fécaux (CF), Escherichia Coli (EC), streptocoques totaux (ST) et streptocoques fécaux (SF) des trois sites étudiées.....	52
Figure 20 : Variations spatiales des concentrations en Cd et Pb des sédiments.....	55
Figure 21 : Variations des teneurs en Cd et en Pb des espèces végétales étudiées.....	63
Figure 22 : Variations du coefficient d'enrichissement du Cd et du Pb en fonction des espèces végétales étudiées.....	65

Liste des tableaux

Tableau 1 : Durée de décomposition de quelques déchets	10
Tableau 2 : Rapport du flux lié à l'activité humaine et flux naturel des métaux lourds.....	23
Tableau 3 : Sources industrielles et agricoles des métaux présents dans l'environnement.....	23
Tableau 4 : Paramètres de la qualité des eaux, les unités, le matériel et/ou les méthodes analytiques.....	37
Tableau 5 : Classes de la qualité des eaux selon l'indice RPI.....	45
Tableau 6 : Classes de la qualité des sédiments définies par l'indice de géo-accumulation	46
Tableau 7 : Classes de contamination des sédiments selon la valeur de CF	46
Tableau 8 : Résultats des paramètres physico-chimiques des eaux analysées.....	48
Tableau 9 : Résultats de l'indice de pollution des eaux de surface (RPI) des sites étudiés	51
Tableau 10 : Fluctuations spatiales des paramètres microbiologiques des eaux des sites étudiés	52
Tableau 11 : Origine de la contamination fécale des eaux (Borrego et Roméo,1982).....	54
Tableau 12 : Source de contamination fécale des eaux de la zone d'étude.....	54
Tableau 13 : Concentrations en métaux Cd et Pb ($\mu\text{g.g}^{-1}$) des sédiments.....	55
Tableau 14 : Résultats de l'Indice de géo-accumulation (I_{geo}), Facteur de contamination (FC) et Indice de charge de la pollution (PLI) des trois sites étudiés.....	57
Tableau 15 : Résultats des paramètres physico-chimiques et des ETM des sols étudiés.....	58
Tableau 16 : Concentrations moyennes en Cd et en Pb ($\mu\text{g.g}^{-1}$) dans le sol, comparées aux valeurs seuils	60
Tableau 17 : Corrélations entre le Cd, le Pb et les paramètres physicochimiques du sol.....	60
Tableau 18 : Indices de Géoaccumulation (I_{geo}), facteur de contamination (FC) et indice de charge polluante (PLI) des métaux étudiés dans les sols de la zone d'étude.....	62
Tableau 19 : Concentrations moyennes en Cd et en Pb ($\mu\text{g.g}^{-1}$) dans les espèces végétales étudiées.....	63
Tableau 20 : Coefficients d'enrichissements des métaux (Cd et Pb) des espèces végétales étudiées.....	64

Liste des abréviations

- AFNOR** : Association Française de Normalisation.
- ANOVA** : Analyse de la variance.
- BCPL** : Bouillon lactosé au pourpre de Bromocrésol
- CE** : Conductivité électrique.
- CE** : Coefficient d'enrichissement
- CEC** : Capacité d'Echange Cationique.
- CET** : Centre d'enfouissement technique
- Cd** : Cadmium
- CF** : Facteur de contamination
- COV** : Composés organiques volatils
- DAS** : Déchets d'activités de soins
- DBO₅** : Demande biochimique en oxygène
- DCO** : Demande chimique en oxygène
- DIB** : Déchets industriels banals
- DIS** : Déchets industriels spéciaux
- DMS** : Déchets ménagers spéciaux
- DRCT** : Déchets à risques chimiques et toxiques
- DSM** : Déchets spéciaux des ménages
- DTQD** : Déchets toxiques en quantités dispersées
- ETM** : Eléments traces métalliques
- HAP** : Hydrocarbures aromatiques polycycliques
- I_{geo}*** : Indice de géoaccumulation

MES : Matières en suspension

MO : Matière organique

OD : Oxygène dissous

OFEFP : Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage.

OM : Ordures ménagères

Pb : Plomb

PEHD : Polyéthylènes haute densité

pH : Potentiel d'hydrogène

PLI : Indice de charge de pollution

RN43 : Route nationale 43

RPI : Indice de pollution des eaux de surfaces

SAA : Spectrophotométrie d'Absorption Atomique.

USDA : Ministère de l'Agriculture des Etats Unis

Les décharges constituent une source potentielle de différents polluants, qui ont des impacts néfastes sur la santé humaine et l'environnement (Vural et al., 2017). Ces décharges sont l'origine d'un lixiviat riche en polluants très variés, qui en s'infiltrant dans le sous-sol engendre une dégradation des eaux souterraines (Khattabi et al., 2002 ; Houots et al., 2009 ;) ainsi que des eaux superficielles. Ce lixiviat est le produit de percolation des eaux de pluie à travers les couches de déchets, des réactions physiques, chimiques, biochimiques et microbiologiques des matières organiques en raison de l'eau interstitielle contenue dans les déchets (Li et al., 2010 ; Schiopu et Gavrilesu, 2010). En effet, la migration de ce lixiviat des décharges vers les eaux de surfaces ou souterraines est un sérieux problème environnemental qui caractérise les décharges sauvages non contrôlées (Durmusoglu et Yilmaz, 2006 ; Mor et al., 2006 ; Melnyk et al., 2014).

Cependant, l'étude de l'impact des lixiviats de décharges sur les eaux de surfaces et les eaux souterraines a fait l'objet de plusieurs études (Abu-Rukah et Kofahi 2001 ; Mor et al., 2006 ; Han et al., 2014, ; Talalaj 2014 ; Alam et al., 2020). Néanmoins, l'évaluation de l'impact réel des déchets solides sur la qualité des eaux de surfaces n'est pas une tâche facile.

En Algérie, la majorité des décharges sont situées à proximité des Oueds. Cette situation à susciter de vives inquiétudes quant à la sécurité de l'eau et à la qualité des sols sur lesquels sont situées ces décharges.

La prévention de ce risque passe ainsi par une meilleure compréhension du milieu naturel (sol, eau) et du devenir de ces polluants dans ce milieu. Aujourd'hui, de nombreuses études environnementales ayant pour but d'évaluer les risques cherchent donc à déterminer la dynamique à plus ou moins long terme des contaminants métalliques de la surface vers la nappe (mobilité) ou vers l'homme, la faune du sol, les microorganismes et les plantes (biodisponibilité) (Fernandez-Cornudet, 2006). Ces dernières, constituent, les premiers maillons de la chaîne alimentaire qui peut à son tour être contaminée. De plus, les sols ne sont pas des ressources renouvelables, ce qui oblige à réutiliser des sites contaminés pour répondre aux besoins croissants de la société humaine.

Ces besoins de réduire les risques sanitaires et de trouver des solutions pour revaloriser les sites pollués imposent d'étudier le transfert des polluants du sol vers les organismes vivants et en premier lieu vers les plantes par des méthodes naturelles de dépollution des sols (phytoremédiation) (Redon, 2009).

Les principaux objectifs de cette étude sont :

- 1- L'étude de la qualité des eaux de l'Oued Amsal qui reçoit les effluents de la décharge municipale de Ziama Mansouriah. Cette qualité est estimée par l'utilisation de l'indice RIP (River Pollution Index), en fonction des analyses in situ et au laboratoire ;
- 2- la détermination du niveau de contamination des métaux lourds (Pb et Cd) dans le sol et les sédiments.,
- 3- l'estimation du degré de contamination métallique des sédiments par le biais des indicateurs de pollution : FC (facteur de contamination), PLI (indice de charge polluante) et l'I_{geo} (indice de géoaccumulation) ;
- 4- l'évaluation de niveau de contamination de la végétation spontanée colonisant le sol de cette décharge, en déterminant les teneurs actuelles en Cd et Pb afin d'établir une sélection des espèces suivant leur pouvoir d'accumulation des métaux ;
- 5- l'établissement d'une base de données sur l'état actuel de l'Oued Amsal pouvant servir comme feuille de route par les autorités compétentes pour un éventuel plan d'aménagement de cette zone d'étude.

Ce travail s'organise autour de trois chapitres :

- 1- Le premier est une synthèse bibliographique divisée en trois volets, le premier présente les différents types de déchets et de décharges, le deuxième présente les métaux lourds et plus particulièrement les métaux étudiés plomb et cadmium et leurs transferts vers les plantes, et le troisième présente la phytoremédiation comme un des moyens de dépollution des écosystèmes.
- 2- Le deuxième chapitre présente la description de la zone d'étude ainsi que la méthodologie analytique utilisée au cours de ce travail.
- 3- Le troisième chapitre est réservé à la présentation et à la discussion des résultats obtenus.

Le travail est clôturé par une conclusion générale.

Déchets et décharges

I. Les déchets

I.1. Définition des déchets

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

Selon *la loi 01-19 du 12 décembre 2001* relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets, le déchet est défini comme étant tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériaux, produit ou, plus généralement, tout objet, bien meuble dont le détenteur se défait, projette de se défaire, ou dont il a l'obligation de se défaire ou de l'éliminer (JORADP, 2001).

Les termes de "bien meuble" et "abandon" font appel à des notions de droit civil appartenant à la terminologie du droit des biens. Le terme "abandon" pourrait rattacher juridiquement le déchet "bien meuble" à la catégorie des "choses sans maîtres", choses volontairement délaissées par leur propriétaire (Anonyme 1, 2001).

Cependant, la notion de détenteur et la définition de l'abandon renvoient implicitement à la responsabilité du producteur et/ou du détenteur de déchets.

Aussi, derrière tout déchet surtout générateur de nuisances, se trouve une personne physique qui le produit ou le détient et qui en est responsable jusqu'à son élimination finale, et ce même si le déchet n'est plus physiquement entre ses mains (Anonyme 1, 2001).

II. Classification des déchets

D'après Leroy (1997), les déchets peuvent être classés en déchets urbains, déchets des entreprises (appelés aussi déchets industriels), déchets hospitaliers, déchets agricoles et déchets particuliers en quantité limitée, appelés autrefois DTQD (déchets toxiques en quantités dispersées), désignés actuellement sous les noms de DSM (déchets spéciaux des ménages). La distinction entre ces diverses catégories fait référence aux autorités responsables de l'élimination, sauf en ce qui concerne les déchets dispersés que l'on retrouve dans toutes les catégories (fig. 1)

II.1. Déchets urbains

Tous déchets issus des ménages, déchets de commerce et de l'industrie assimilables aux déchets ménagers, déchets encombrants, déchets verts (greffage des arbres, espaces verts), déchet de nettoyage des voies publiques, déchets hospitaliers, la collecte de ces déchets doit être assurée par les collectivités. Parmi les déchets urbains on peut distinguer les catégories suivantes :

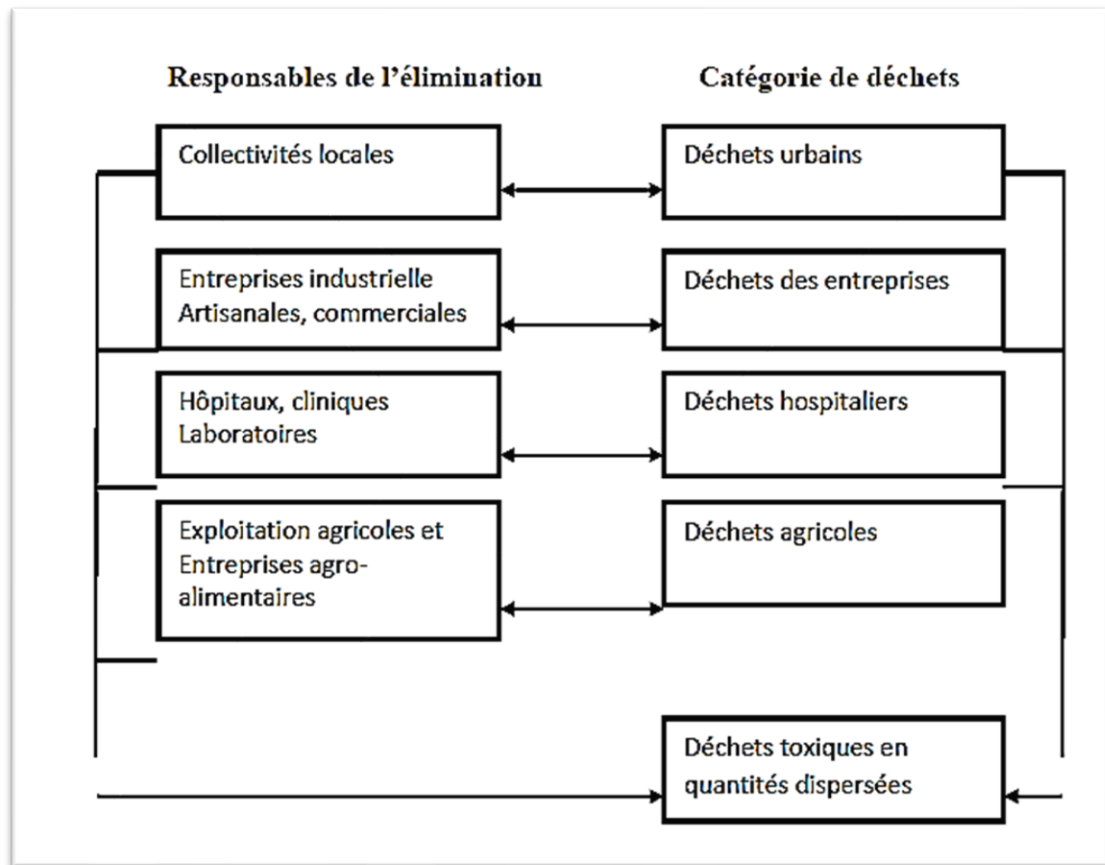


Figure 1. Classification des déchets (d'après Leroy,1997).

II.1.1. Déchets des ménages et assimilés

Pour l'essentiel, c'est les ordures ménagères auxquelles s'ajoutent les déchets de jardinages, les encombrants, les déchets ménagers spéciaux : aérosols, acides, peintures, vernis, piles...etc. (Koller, 2004).

II.1.1.1. Les ordures ménagères (OM)

Ce sont les déchets produits par les activités des ménages, les commerces, les collectivités et autres. Elles se composent essentiellement de :

- Matières organiques ;
- Matières minérales (porcelaine, verre, métaux, cendres, etc.) ;
- Déchets de cantine, de jardinage, des commerces, des administrations, des écoles, balayures de la voie publique ;
- Les déchets de l'industrie alimentaire assimilés (ADEME, 2009).

II.1.1.2. Les encombrants

La loi N° 01-19 du 12/12/ 2001, article 3 du journal officiel de la république algérienne N° 77 en 2001, définit les encombrants comme "Tous déchets issus des ménages qui en raison de leur caractère volumineux ne peuvent être collectés". De leur nature et leur composition, ils sont assimilables aux déchets ménagers (JORADP, 2001).

II.1.1.3. Les déchets ménagers spéciaux (DMS)

Déchets toxiques ou dangereux produits en faible quantité par les ménages. Il s'agit de produit de bricolage (solvant, peintures...), d'entretiens (détergents), de jardinage (pesticides) ou de divers déchets comme les piles et les huiles minérales (Koller, 2004).

II.1.2. Déchets des activités économiques ou déchets d'origine commerciale

Ce sont des déchets d'origine commerciale, ont les mêmes caractéristiques que les déchets ménagers auxquelles s'ajoutent les déchets de bricolage, les déchets liés à l'automobile, et les déchets toxiques en quantités dispersées (Moletta, 2009).

II.1.2.1. Déchets de travaux et de bricolage

Ils se présentent généralement sous forme de déblais et gravats, bois traité, déchets métalliques, plastiques...etc. (L.A.G.H.T.M, 1992).

II.1.2.2. Déchets liés à l'automobile

Ce sont les pièces et les produits usagés que le particulier change lui-même (pneus, huile de vidange...), véhicules hors d'usage (L. A.G. H. T. M, 1992).

II.1.2.3. Déchets toxiques en quantités dispersées

Ce sont des déchets contenant des produits toxiques tels que les produits de peinture, les matériaux de construction des routes (goudrons...) (L.A.G.H.T.M, 1992).

II.1.3. Déchets des collectivités

Déchets de nettoiemnts, espaces verts publics et boues de stations d'épuration (Moletta, 2009).

II.1.4. Déchets de l'assainissement

Les déchets de curage des réseaux, d'assainissement, des déchets de dégraissage et dégrillage en tête de station d'épuration (Moletta, 2009).

II.2. Déchets des entreprises

Les déchets des entreprises industrielles, commerciales et artisanales sont les déchets dont l'élimination incombe de l'entreprise divers (déchets des fabrications, emballages vides, sous-produits de production, rebuts, résidus des nettoyages solides ou liquides). Ils sont répartis en trois catégories (Moletta, 2009) :

II.2.1. Les déchets industriels inerte

Ce sont les résidus des activités extractives, des déblais et produits de démolition (terre, gravats, sables...). En général, ils sont constitués d'éléments minéraux stables ou inertes au sens de leur « éco-compatibilité » avec l'environnement, cela signifie qu'en cas de stockage ils ne subissent aucune modification physique, chimique ou biologique importante, ils ne présentent donc pas de risque de pollution de l'eau et de sols, ils peuvent être utilisé pour le remblaiement et les travaux routiers (Moletta, 2009).

II.2.2. Les déchets industriels banals (DIB)

Ils sont issus des industries, des commerces qui ont les mêmes caractéristiques que les ordures ménagères. Ils regroupent principalement les plastiques, les papiers-cartons, les textiles, les métaux, les verres et matières organiques, ils sont souvent produits en mélange, ils peuvent être éliminés avec les ordures ménagères ou dans des installations spécifiques, car les communes n'ont pas d'obligation de traitement des DIB (Moletta, 2009).

II.2.3. Les déchets industriels spéciaux (DIS)

Dénommés maintenant « déchets dangereux », regroupent les déchets qui nécessitent un traitement particulier en raison de leur caractères nocifs et dangereux pour l'homme et son environnement, ceci pour différentes raisons : toxicité due à la présence des substances chimiques ou biologiques, risque d'incendie et d'explosion par exemple (Moletta, 2009).

II.2.3.1. Déchets dangereux ou toxiques

Cette famille regroupe des déchets essentiellement d'origine industrielle (DIS), mais également produits par des petites entreprises ou structures, par les ménages ou par le monde agricole (produits phytosanitaires). Ils contiennent des substances toxiques ou moins fortes, leur traitement doit faire l'objet de précautions particulières, certains d'entre eux, du fait de leur toxicité reconnus, sont soumis à des contrôles et des réglementations spécifiques. Parmi ces déchets dangereux, les solvants usés, les déchets salins (acides et bases), les huiles et émulsions, les produits chimiques hors d'usage et les déchets contenant des métaux lourds (Moletta, 2009).

II.2.3.2. Déchets toxiques industriels en quantité dispersée

Ce sont des déchets produits en faible quantité par les laboratoires, les industries artisanales, les imprimeries. Ils comprennent les laques de vernis, les peintures, les colorants, les déchets de laboratoire (L.A.G.H.T.M, 1992).

II.3. Déchets hospitaliers (DH)

Les déchets hospitaliers ou déchets d'activités de soins (DAS), définis comme : « déchets issus des activités de diagnostic, de suivi et de traitement préventif, curatif ou palliatif, dans les domaines de la médecine humaine et vétérinaire ». Les DAS sont générés par des sources majeures, comme les hôpitaux, les cliniques, les laboratoires, les centres de recherches, ou par des sources mineures, comme les cliniques dentaires, les services ambulanciers, les soins à domicile. Ils sont constitués à la fois de déchets potentiellement infectieux et de déchets non infectieux (Damien, 2006). Dans le cas où ces deux types de déchets ne sont pas séparés, c'est l'ensemble des déchets d'activités de soins qui doit être considéré comme infectieux (Anonyme1, 2005).

II.3.1. Les déchets sans risque

Ce sont les déchets de secrétariat, de restauration, les emballages des matériel stérilisé...il ne présente pas de risque pour la santé et pour l'environnement et peuvent à ce titre, être éliminés par la filière des déchets ménagers. Ils constituent environ 80% de la production. La production pour un hôpital de taille moyenne en France se situe autour de 370 Kg par lit et par an (Chardon, 1995).

II.3.2. Déchets à risque (dangereux)

Selon l'OMS, les déchets à risque sont définis comme "Tout déchet qui présente une ou plusieurs des propriétés de dangers". Ce sont les déchets qui peuvent présenter des risques, infectieux, chimiques toxiques, ou radioactifs (Berghiche et Sayah, 2019). La typologie repose sur la nature de risques, permet ainsi de distinguer les types suivants :

II.3.2.1. Déchets à risque infectieux (DASRI)

Ils représentent environ 10% des déchets à risque, ils sont définis par l'OMS comme "les déchets susceptibles de contenir des agents pathogènes (bactéries, parasites, virus, champignons) en quantité ou en concentration suffisante pour causer des maladies chez des hôtes sensibles" (Chardon, 1995).

II.3.2.2. Les déchets piquants et tranchants

Tout objet et matériel étroitement associé aux activités des services sanitaires, susceptible de présenter un risque de blessure ou d'atteinte à la santé dans la filière d'élimination comme les aiguilles de toutes sortes, mandrins, ampoules, capillaires et pipettes Pasteur, lames de bistouri et lancettes, aiguilles d'acupuncture, éprouvettes en verre sans contenu, lames porte-objet et autres (Buletti, 2004).

II.3.2.3. Les déchets pharmaceutiques

Les médicaments et divers produits chimiques inutilisés, périmés ou contaminés provenant des services hospitaliers et des unités de soins, de métabolites, de vaccins et de sérums, parfois des substances chimiques toxiques puissantes. Les déchets génotoxiques : des produits cytotoxiques utilisés dans le traitement du cancer et leurs métabolites, des substances mutagènes, tératogènes ou cancérogènes (Timizar et al., 2009).

II.3.2.4. Déchets à risques chimiques et toxiques (DRCT)

Ils proviennent de nombreux services et sont divers : déchets des laboratoires, médicaments non utilisés (MNU), déchets des médicaments cytostatiques, déchets d'imagerie médicale, déchets mercuriels, effluents des blanchisseries et des morgues, déchets des garages et zones techniques, etc (Chardon, 1995). Les déchets chimiques comprennent les réactifs de laboratoire, les révélateurs photographiques, les désinfectants, les solvants, etc. Ils incluent aussi les objets qui contiennent des métaux lourds (par exemple : les thermomètres) et les conteneurs pressurisés (par exemple : les cylindres de gaz). Les déchets de cette catégorie se présentent, dans la majorité des cas, sous forme liquide, et certains possèdent des propriétés corrosives, explosives, inflammables ou toxiques qui en font des matières dangereuses (Beauchemin, 2011).

II.3.2.5. Déchets à risques radioactifs

Les déchets radioactifs sont des déchets produits par les services utilisant des radioéléments en sources scellées ou non scellées. Les déchets radioactifs peuvent être solides, liquides, gazeux, tissus contaminés par des éléments radioactifs, aiguilles, seringues, gants, fluides, effluents liquides des préparations, excréta des malades traités ou ayant subi des tests de médecine nucléaire, résidus des matériaux de radioactivité, organes in vivo, organes in vitro, etc (Biadillah, 2004).

II.4. Déchets agricoles

Déchets résultant de l'agriculture, de la sylviculture et de l'élevage. On distingue les déchets organiques (récolte, déjection animales) des déchets spéciaux (produits phytosanitaires non utilisables et les emballages vides des produits phytosanitaires) (Tissot, 2004), les déchets des cultures ainsi que de l'exploitation forestière (Moletta, 2009).

II.4.1. Déchets liés à l'exploitation

Ils se présentent sous forme de déjections d'élevages (fumiers, lisiers.), déchets de cultures et d'exploitation des forêts, résidus de production (L.A.G.H.T.M, 1992).

II.4.2. Déchets des industries agro-alimentaires

Ce sont des rejets et des déchets de triage, carcasses et déchets des abattoirs, rebuts de conserverie, refus des laiteries et fromageries, déchets forestiers et de scieries, pulpes et mélasse des sucreries (L.A.G.H.T.M, 1992).

II.4.3. Déchets induits par l'exploitation agricole

Il s'agit de matières plastiques (emballages), huiles usagées et pneus, pièces mécaniques (L.A.G.H.T.M, 1992).

II.4.4. Déchets agricoles toxiques en quantité dispersée

Ils correspondent à la partie des déchets agricoles qui présentent une certaine toxicité pour l'environnement et pour l'homme « contenant des pesticides, ... » (L.A.G.H.T.M, 1992).

II.5. Déchets toxiques en quantité dispersée

Il s'agit alors de déchet toxique produit en petite quantité (DTQD) par les particuliers, les artisans et les industries.

- Les piles, les batteries, les tubes fluorescents.
- Les médicaments périmés, les produits chimiques de laboratoire
- Les insecticides, les désherbants, les produits de nettoyage, les bains photographiques. etc (MATET, 2008).

II.5.1. Déchets de laboratoire

Les produits sanguins, des liquides physiologiques, des cultures de laboratoire, des excréta des malades, des produits consommables utilisés pour les soins des malades ou en dialyse (Biadillah, 2004).

II.5.2. Produits phytosanitaires

Ce sont des substances toxiques utilisées par l'homme pour lutter contre les pestes (Jean et Willy, 2003). Les principales familles des produits phytosanitaires utilisées en agriculture sont : les herbicides ; les insecticides et les désinfectants dans lesquels on comprend les fongicides, les bactéricides, les virucides, etc (Gendron, 1997).

II.5.3. Déchets domestiques

Dans cette catégorie, on retrouve les rejets des cuisines, les rejets de produit détergents, les rejets des garages et ateliers, enfin ceux de la blanchisserie (Guide méthodologique, 2001).

II.5.4. Déchets d'ateliers

Même rattachés à des laboratoires, les ateliers de formation professionnelle, d'entretien et de réparation ou de développement et de réalisation d'appareils ne sont pas considérés comme des laboratoires. Leurs déchets (métaux et matières plastiques, bois, huiles de coupe, traitements de surface, etc.) ne sont pas traités ici, sauf les déchets de verre. Dans les grandes lignes, les déchets d'atelier sont considérés comme des déchets artisanaux. Les matières recyclables (principalement certains métaux) devraient systématiquement être remises à un recycleur agréé ([Directive Laboratoire, 2005](#))

III. Durée de vie de certains déchets

Un déchet ménager peut se dégrader lentement comme le plastique ou autre, ou rapidement comme le papier (tab.1).

Tableau 1. Durée de décomposition de quelques déchets ([Hutchinson, 2007](#)).

Types de déchets	Durée de vie (décomposition)
Mouchoir papier	3mois
Tickets de bus	De 3-4 mois
Journal	De 3mois -12ans
Epluchures de fruits	De 3mois-12ans
Allumettes	6mois
Chaussettes en laine	10ans
Mégot de cigarette	1-5ans
Chewing-gum	5ans
Planche de bois	13-15ans
Boites de conserve	10-100ans
Briquet jetable	1000ans
Canette en aluminium	200-500ans
Sac en plastique	450ans
Bouteille en plastique	100-1000ans
Fil de pêche et filet en nylon	600ans
Bouteille en verre	Quasi illimitée

IV- Caractéristiques physico-chimiques des déchets

IV.1. La densité (ou masse volumique)

Elle représente la masse du déchet par rapport au volume qu'il occupe. Elle est aussi appelée densité en poubelle. Cette caractéristique détermine d'une part, le type et le volume du matériel de pré-collecte, de collecte et de stockage et, d'une autre part, le type de traitement à préconiser.

La densité change durant les étapes de traitement du déchet et ceci depuis le moment de sa production avec les moyens de pré-collecte et de collecte jusqu'au moment de sa décharge. Elle varie également selon le type de tissu urbain puisque cette densité décroît au fur et à mesure qu'on passe des quartiers de haut standing aux quartiers pauvres (Gillet, 1985).

IV.2. L'humidité et le pouvoir calorifique

L'eau est le plus important facteur d'influence de la sensibilisation des déchets, le taux d'humidité affecte particulièrement la vitesse de la dégradation de la masse solide. La présence d'eau dans les déchets joue un rôle prépondérant en assurant la dispersion des microorganismes et des nutriments. Dans les régions arides et semi-arides dans lesquelles sont couplés un manque d'eau et une forte chaleur, le temps de dégradation est augmenté car la dégradation des déchets est limitée aux périodes humides (ADEME, 2009).

IV.3. Le pouvoir calorifique

Est défini comme la quantité de chaleur dégagée par la combustion de l'unité de poids en ordures brutes. Il s'exprime en millithermie par kilogramme d'ordures (mth/Kg) (Gillet, 1985).

IV.4. Le rapport des teneurs en carbone et azote

Le rapport C/N a été choisi comme critère de qualité des produits obtenus par le compostage des déchets. Il est d'une grande importance pour le traitement biologique des déchets, car l'évolution des déchets en fermentation peut être suivie par la détermination régulière de ce rapport (Gillet, 1985).

IV.5. La température

Elle influence également sur la vitesse de dégradation en effectuant le développement des bactéries et des réactions chimiques. Etant donné que chaque micro-organisme possède une température optimale de développement donc toute variation de température peut engendrer un déclin de croissance (ADEME, 2009).

V. Les filières de traitement et de valorisation des déchets ménagers

Comme tout déchet, les déchets ménagers doivent être traités afin de réduire les nuisances qu'ils génèrent. Le traitement est « une opération qui permet de réduire le potentiel polluant du déchet dans des conditions contrôlées. Cette réduction du potentiel polluant peut être accompagnée d'une valorisation de la matière ou de l'énergie contenue dans les déchets » (Désachy, 2001). Ces derniers sont considérés comme une énergie renouvelable, « car tant qu'il y aura des hommes il y aura des déchets » (Ngô et Régent, 2004). Il existe plusieurs modes de traitement des déchets :

V.1. La valorisation organique

La fraction organique des déchets ménagers peut être traitée par le compostage ou la méthanisation.

V.1.1. Le compostage

Le compostage est un processus microbiologique qui permet de dégrader une partie des ordures ménagères et de les transformer en compost utilisable pour l'amendement organique des sols. Cette transformation de la matière organique se fait naturellement en milieu aérobie. C'est une pratique très ancienne surtout dans les campagnes. Le compostage peut se faire dans des installations spécifiques, mais aussi par chaque ménage possédant un jardin en utilisant des composteurs individuels. Cela permet à la fois une réduction de la quantité des déchets à éliminer et une production d'engrais naturel (Ngô et Régent, 2004).

V.1.2. La méthanisation

C'est un procédé qui utilise la fermentation anaérobie pour traiter une partie des déchets ménagers. Il en résulte du biogaz et un amendement organique. Ce biogaz (composé majoritairement du méthane) peut servir à fournir l'énergie nécessaire au processus de fermentation et le reste peut être prélevé pour d'autres usages, (il peut être injecté dans le réseau de distribution du gaz) (Ngô et Régent, 2004).

V.2. L'incinération

L'incinération qui consiste à brûler les déchets ménagers dans des incinérations permet de produire de l'énergie qui peut être valorisée sous forme de chaleur ou pour produire de l'électricité, ou les deux à la fois (cogénération) (Ngô et Régent, 2004). L'incinération génère aussi des mâchefers (résidus solides granulaires) qui « selon leurs caractéristiques physiques et chimiques et leur potentiel polluant, peuvent être valorisés dans les constructions routières ou doivent être stockés en décharges » (Désachy, 2001).

V.3. La mise en décharges

C'est la plus ancienne méthode du traitement des déchets. Ça concernait tous les déchets qui s'entassaient à ciel ouvert ou dans des trous. Au fil du temps, et à mesure que les nuisances liées à ce mode d'élimination deviennent de plus en plus patentées, des installations ont été développées : construction des centres d'enfouissement techniques (CET) étanches avec un drainage et un traitement du lixiviat et valorisation éventuelle du biogaz qui se dégage des déchets en décomposition. Toutefois, si dans les pays développés, les décharges traditionnelles et les décharges non contrôlées disparaissent au profit des installations plus modernes, elles restent l'exutoire principal dans beaucoup de pays en développement PED. A noter que ce stockage n'aboutit toutefois pas à la dégradation naturelle des déchets, même s'il s'agit des seuls déchets organiques.

Dans les pays riches, l'incinération est le mode de traitement dominant lorsque la densité de la population est forte, et la part relative de la mise en décharges est d'autant plus forte que le pays dispose d'importantes capacités de stockages (mines désaffectées, larges espaces à faible densité de population) (Hénaut et Riva, 2009).

V.4. Les dépotoirs et décharges sauvages

Dans les pays en voies de développement, la mise en décharges (sauvages ou non contrôlés) constitue le maillon ultime d'une chaîne de gestion des déchets défaillante. Ces décharges sont installées le plus souvent sur des sites choisis au hasard pour des facilités d'accès et sans aucune étude d'impacts. Par ailleurs, si des décharges modernes commencent à apparaître dans ces pays, leur maîtrise pose énormément de problèmes soit parce qu'elles sont un réceptacle pour tous les déchets soit parce qu'il s'agit d'installations trop sophistiquées ne répondant pas aux réalités du pays (Aina, 2006).

V.4.1. Définition d'une décharge

Dépôt définitif des déchets dans le sol ou sur le sol, sous contrôle ou non, et conformément aux prescriptions sanitaires, à celles de la protection de l'environnement et à d'autres prescriptions de sécurité. La mise en décharge signifie le dépôt des déchets solides urbains, et industriels qui ne subissent aucun traitement (récupération-incinération). C'est encore le procédé le plus communément utilisé pour les ordures ménagères et pour certains déchets industriels (Jean, 1981).

V.4.2. Différents types des décharges

V.4.2.1. Les décharges non conformes (décharges brutes)

C'est ce qu'on appelle aussi décharge sauvage, elle consiste à déverser purement et directement les ordures, dans un trou probablement fait, ou sur le bord d'une falaise d'où elles tombent. Elle est

exploitée par des communes, des établissements ou des entreprises, sans aucune autorisation d'exploitation au titre de la législation des installations pour la protection de l'environnement (Loudjani, 2008).

V.4.2.2. Les décharges conformes

Il s'agit de centre d'enfouissement Technique (CET) et des décharges contrôlées. Contrairement aux décharges sauvages. L'installation de ce type de décharges exige une autorisation d'exploitation et une étude d'impact sur l'environnement (ADEME, 2004).

V.4.2.3. Le centre d'enfouissement Technique (CET)

Un (CET) est une installation classée, qui réceptionne les déchets ménagers, afin de les enfouir dans des fosses appelées « Casiers d'enfouissement ». Au niveau d'un CET, il est possible d'installer un centre de tri, ce qui permettrait :

- La valorisation et la récupération de certains déchets ;
- L'amélioration de la qualité des lixiviats après les avoir traités en triant les déchets dangereux tels que les batteries, piles, métaux ... etc.

En règle générale, le centre d'enfouissement technique est réalisé pour une population de 100000 habitants et plus. L'exploitation d'un (CET) ne devrait pas dépasser une durée de 20 ans. Donc il est impératif de disposer d'une surface de terrain nécessaire et de planifier l'exploitation du site sur la durée de vie minimale sus citée (Loudjani, 2008).

V.4.2.4. La décharge contrôlée

Il existe aussi plusieurs types de décharges contrôlées :

V.4.2.4.1. Décharge contrôlée de type traditionnel

Dans ce type de décharge, la plus anciennement pratiquée, les ordures ménagères sont répandues déposée que lorsque la température de la couche précédente résultant de la fermentation s'est abaissée à la température des sols naturels. Ces couches sont nivelées à l'origine et limitées par des talus afin d'éviter qu'elles soient remises à jour par les pluies. Ce type d'enfouissement en couches de faible épaisseur favorise la dégradation aérobie des déchets biodégradables (Gillet, 1985).

V.4.2.4.2. Décharge contrôlée compactée

Dans ce type de décharge, les ordures sont répandues en couches minces (30 à 50 cm), puis fortement compactées à l'aide d'un compacteur, épandeur de type "Pied de Mouton", la densité finale peut atteindre 0.8-1.0 T/m³ au fond du trou. Le degré de compactage des déchets rend la prolifération des mouches et des rongeurs difficile et réduit les risques d'incendie sauf si des poches de biogaz sont

emprisonnées suite à la dégradation anaérobie des déchets biodégradables favorisée par ce type d'enfouissement (Gillet, 1985).

V.4.2.4.3. Décharge contrôlée de déchets broyés

Cette méthode comporte les étapes suivantes :

- Un broyage préalable des déchets
- L'étalage sur le terrain en couche adjacente d'épaisseur moyenne de 0,5 m
- La pose d'une couche superficielle inerte imperméable par la fermentation aérobie des ordures, couche protectrice des couches profondes ;
- La réduction des risques d'incendie en raison de la compacité de la masse d'ordures ;
- La récupération du biogaz due à la meilleure fermentation des déchets (Gillet, 1985).

V.4.2.4.4. Décharge contrôlée de déchets mis en balles

Les déchets sont compressés, ce qui réduit le volume et élimine l'eau et l'air contenus dans ces déchets. On confectionne ainsi des balles faciles à transporter et à entasser dans les alvéoles (Gillet, 1985).

V.4.2.4.5. Décharge de déchets prétraités

Les prétraitements mécaniques et biologiques sont l'association des opérations mécaniques de tri-valorisation, recyclage avec les opérations biologiques visant à réduire la quantité des déchets enfouis et stabiliser la matière organique présente dans la fraction résiduelle fermentescible (Joacio, 2006).

V.4.2.5. Les décharges non contrôlées (sauvages)

Les décharges sauvages sont installées sur des terrains communaux et sur des sites choisis au hasard sans aucune étude d'impact (Pépin, 2006). Elles sont constituées de dépôts qui résultent d'apports clandestins par des particuliers ou des entreprises, sans autorisation communale, ni préfectorale, pour se débarrasser des déchets non pris en charge par les services traditionnels de collecte des ordures ménagères. Les déchets sont de toutes natures (banals, dangereux, toxiques) déposés dans des conditions qui ne respectent pas les règles des décharges contrôlées. Les impacts sur l'environnement (fig. 2), non gérés, sont nombreux et peuvent concerner la pollution des sols, la pollution des eaux, etc (Anonyme2, 2006).

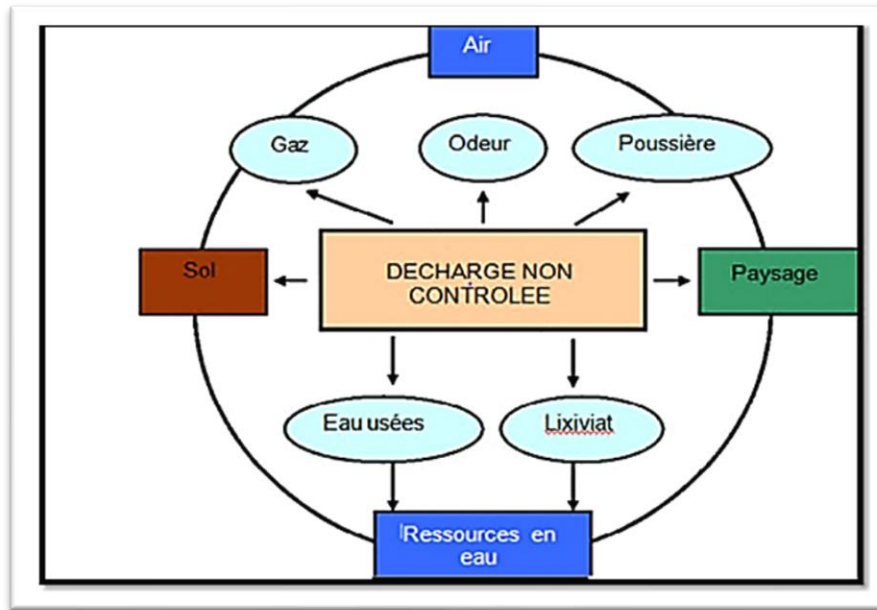


Figure 02. Impact d'une décharge non contrôlée sur l'environnement (Loudjani, 2008)

V.4.3. Les polluants produits par la décharge

La présence des décharges dans le milieu naturel peut produire plusieurs types de polluants tels que :

V.4.3.1. Lixiviat

V.4.3.1.1. Définition

Le Lixiviat est défini comme étant l'eau qui percole à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et chimiquement de substances minérales et organiques. C'est « le jus des poubelles ». La composition des déchets enfouis, leur degré de décomposition, leur taux d'humidité et l'âge de la décharge sont les principaux paramètres influençant la composition du lixiviat. La production massive de celui-ci engendre des risques de pollution des sols, des rivières et des nappes phréatiques, il est donc nécessaire de le collecter et de le traiter avant son rejet dans le milieu naturel (Colin, 1984). Lixiviation appelé aussi lessivât ou familièrement "jus de décharge" résulte de la percolation à travers le massif de déchets de l'eau contenue dans les déchets et de l'eau apportée par les précipitations en se chargeant bactériologiquement et surtout chimiquement de substances tant minérales qu'organiques (Désachy, 2001).

V.4.3.1.2. La formation des lixiviats

Les lixiviats apparaissent dès que l'humidité des déchets est supérieure à leur capacité de rétention. A partir de ce moment, les eaux de percolation, provenant essentiellement des

précipitations, ne peuvent plus être retenues par le déchet et s'écoulent dans l'espace des pores. Plusieurs facteurs agissent sur la formation des lixiviats :

- a. le climat et l'hydrogéologie (précipitations, neige, infiltration d'eaux souterraines si le site n'est pas étanchéiste) ;
- b. la gestion du site (taux de compactage, déchets broyés, recirculation de lixiviat, géo- membrane.)
- c. le type et la qualité des déchets (porosité, âge, densité, humidité initiale...) (Pépin, 2006).

V.4.3.1.3. Composition

Il est difficile de prévoir la composition du lixiviat car elle dépend de l'âge de la décharge, de la nature des déchets ainsi que du stade de dégradation atteint (Millot, 1986). Le lixiviat est caractérisé par quatre groupes de polluants :

- La matière organique dissoute ou en suspension, issue de la biomasse, (les substances humiques et fulviques) ;
- Les micropolluants organiques (hydrocarbures, composés aromatiques...) ;
- Les composés minéraux majeurs sous forme ionique (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{2+} , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} ...) ainsi que d'autres composés tels que les borates ;
- Les cations de métaux lourds à l'état de traces sous forme majoritairement complexée par des ligands minéraux (HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) ou organiques (macromolécules de type humique et fulviques).

Également, les lixiviats peuvent aussi contenir certains microorganismes pathogènes (Sillet et al., 2001).

V.4.3.1.3. Classification des lixiviats

Le lixiviat a été classé en trois grandes familles (Millot, 1986):

A- Les lixiviats jeunes

- Charge organique élevée ($\text{DCO} > 20 \text{ g/l}$) ;
- Biodégradabilité moyenne ($\text{DBO}_5 / \text{DCO} > 0,3$) ;
- pH de l'ordre de 6.5 ;
- Concentration importante en acide carboxylique (80 % de la charge organique) ;
- Teneur élevée en métaux lourds (jusqu'à 2 g/l) ;

- Concentration importante en acide gras volatil (AGV) et faible teneur en composés de haut poids moléculaire.

B- Les lixiviats intermédiaires

- Charge organique moyenne ($3 < \text{DCO} < 15 \text{ g/l}$) ;
- Biodégradabilité assez faible ($\text{DBO}_5 / \text{DCO} \approx 0,2$) ;
- Acides carboxyliques représentent 20 à 30 % ;
- pH proche de la neutralité ($\text{pH} \approx 7$) ;
- Diminution de la teneur en métaux.

C- Les lixiviats stabilisés

- Charge organique assez faible ($\text{DCO} < 2 \text{ g/l}$) ;
- Biodégradabilité très faible ($\text{DBO}_5 / \text{DCO} < 0,1$) ;
- pH largement supérieur à 7,5 ;
- Absence d'acide carboxylique ;
- Concentration faible en métaux lourds ($< 50 \text{ mg/l}$) ;
- Concentration très importante en composés à haut poids moléculaire ($\text{PMA} > 5000$).

V.4.3.1.4. Impacts

Les lixiviats représentent une grande part de la pollution liée à une décharge et de par leur nature liquide, ce sont une source concentrée de polluants. Les plus grands risques liés à la production de lixiviats sont ([Millot, 1986](#)) :

- La contamination de la nappe phréatique. Cela aurait pour conséquence de polluer les puits d'eau de consommation et donc de priver la population d'un élément vital à sa survie ;
- Dans le même ordre d'idée, il est nécessaire de ne pas utiliser les lixiviats comme eau de consommation. En cas de consommation d'eau polluée les risques encourus sont de graves intoxications pouvant entraîner des maladies irréversibles et la mort ;
- Signalons également que la pollution des réserves d'eau potable par des micro-organismes pathogène peut provoquer des épidémies.

V.4.3.2. Le Biogaz

V.4.3.2.1. Définition

Le biogaz est un sous-produit d'un lieu d'enfouissement et il provient de la décomposition anaérobie des matières organiques par divers microorganismes (compostage) (Drouin et al., 1999).

V.4.3.2.2. Composition

La composition du biogaz peut varier dans des limites assez larges suivant la nature des déchets traités, Pour une composition moyenne du biogaz, on peut retenir les chiffres suivants selon (Broz, 2006) :

- Méthane : 40 à 60%
- Gaz carbonique (CO₂) : 35 à 45%
- Azote (N₂) : 0 à 3%
- Hydrogène sulfuré (SH₂) : 0 à 1%
- Hydrogène (H₂) : 0 à 1%
- Oxygène (O₂) : 0 à 1%

V.4.3.3. Les fumées d'incinération

V.4.3.3.1. Définition

Les fumées d'incinération sont les émissions gazeuses qui proviennent de l'incinération de différents déchets (Gérin et al., 2003).

V.4.3.3.2. Composition

Les émissions d'incinération des déchets sont composées de CO₂, de vapeur d'eau, d'azote et d'autres gaz inertes, le reste des émissions est constitué de polluants à l'état de trace. La nature et la concentration de ces polluants varie en fonction des matières incinérées. Il s'agit, entre autres des composés organiques volatils (COV), d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) de composés organochlorés (les furanes et les dioxines...) et de métaux lourds (cadmium, chrome...) (Gérin et al., 2003).

Métaux lourds ou éléments traces métalliques

I. Métaux lourds ou éléments traces métalliques

I.1. Définition

Les métaux lourds (plomb, mercure, cadmium...) sont les éléments traces métalliques de masse volumique élevée (supérieure à 5 g/cm³), dont la concentration naturelle moyenne dans la croûte continentale supérieure est inférieure à 1000mg/kg-1 (OPECST, 2001). Ce sont des micro-éléments inorganiques présents en concentrations très faibles dans les organismes et pouvant avoir des effets toxiques sur ceux-ci. Ils existent à l'état naturel dans l'environnement et comprennent des métaux et des métalloïdes. Ils interviennent aussi de manière positive pour certaines plantes et certains animaux dans leur métabolisme. Ils présentent un risque important de pollution des sols (Vedy, 2002).

I.2. Classification des métaux lourds

Du point de vue biologique, il est important de différencier les ETM qui sont essentiels à la vie de ceux qui ne le sont pas ou dont on ne connaît pas de propriétés vitales pour au moins une catégorie d'organismes (Ablain, 2002).

I.2.1. ETM essentiels

Sont nécessaires au fonctionnement normal des plantes et animaux en participant à des réactions biochimiques dans l'organisme à des concentrations extrêmement faible et peuvent être toxiques au-delà de certaines concentrations, ils sont appelés oligo-éléments (Bliefert et Perrot, 2003).

I.2.2. ETM non essentiels

Ces ETM ne sont pas nécessaires à la vie mais ils perturbent souvent le cours normal des processus métaboliques, même à l'état de traces, à l'exception de faibles doses tolérables ; de tels ETM ont souvent un effet toxique (Ablain, 2002).

I.3. Propriétés physico-chimiques des métaux lourds

I.3.1. La solubilité

La solubilité des métaux lourds dépend de l'élément concerné et le chimisme de la phase aqueuse (pH, potentiel redox, concentration en ligands), et de phases solides environnantes qui interagissent avec la composition de cette phase. L'hydro-solubilité de nombreux métaux est fortement accrue par l'acidité (Lemière et al., 2001). La solubilité d'un élément ou de ces composés joue un rôle important pour son activité toxique réelle dans l'environnement (Bliefert et Perraud,

2003). La solubilité est donc la quantité maximale dissoute d'un composé dans l'eau à une température donnée (Ballerini et al., 1998).

Selon Jumarie et al. (2001), la solubilité d'un métal indique sa tendance à la mobilisation par lessivage ou par ruissellement. Les métaux sont plus ou moins mobiles, plus ou moins solubles. Dans l'eau, ils sont présents sous forme d'oxydes ou de sels, selon les métaux d'origine (Bodek et al., 1988 ; Pichard et al., 2003). D'une manière générale, la plupart des sels sont solubles, et c'est sous cette forme que les métaux contaminent l'environnement aquatique (Lauglin et Sigh, 1999 ; Miquel, 2001).

I.3.2. La persistance

Contrairement aux polluants organiques, les métaux lourds ne peuvent pas être dégradés biologiquement ou chimiquement, ils sont persistants (Bliefert et Perraud, 2003). C'est pour cette raison, que les métaux peuvent s'accumuler le long des chaînes alimentaires, et, au bout de ces chaînes, les métaux peuvent atteindre des concentrations qui sont supérieures de plusieurs fois à celles trouvées dans l'eau, dans l'air et dans le sol (Lemière et al., 2001). Cela, peut aller plus loin qu'une plante ou un animal ne puisse plus servir de nourriture pour l'homme (Bliefert et Perraud, 2003).

I.3.3. La volatilité

La plupart des métaux lourds sont considérés comme non volatils, sauf le mercure dont le point d'ébullition est de 357 °C à une pression de 101 kPa (Lemière et al., 2001).

Les composés volatiles du mercure s'échappent facilement vers l'atmosphère et constituent une source importante de contamination (Ballerini et al., 1998).

I.4. Origine des métaux lourds

Les métaux lourds sont naturellement présents dans la croûte terrestre, ils suivent un cycle géochimique qui conduit à une distribution hétérogène de leur concentration à la surface du globe (Le Goff et Bonnomet, 2004, Singh et al., 2011, Abdurrahman et al., 2017).

L'activité humaine contribue à leur introduction dans les sols soit directement, par le biais des fertilisants, des différents types de déchets solides et des pesticides, soit indirectement, par les retombées atmosphériques de la combustion des hydrocarbures, des ordures ménagères et de certains procédés industriels.

On peut les classer comme ci-dessous en deux catégories principales :

I.4.1. Origine naturelle

Les sols contiennent naturellement des éléments traces métalliques qui proviennent directement de l'altération et de l'érosion des roches mères et des matériaux géologiques (Sillanpaa, 1972).

De nombreuses anomalies naturelles ont été détectées. Il s'agit de teneurs élevées dues à la roche mère, par exemple, les sols français présentent des teneurs naturelles en zinc variant entre 22 ppm et 1560 ppm (Baize, 2000). Les retombées atmosphériques (aérosols et poussières), sont aussi une source naturelle d'apport d'éléments traces.

Les organismes jouent un rôle très important dans le cycle des métaux dans la nature. Ils les absorbent pour satisfaire leurs besoins biologiques puis les libèrent à la surface ou à l'intérieur du sol (Lisk, 1972).

I.4.1.1. Le fond géochimique

Les métaux traces sont naturellement présents dans les divers types de roches, l'érosion des roches et leurs altérations chimiques libèrent ces éléments et les entraînent sous forme particulaire ou colloïdale ou dissoute dans les eaux de surface et souterraines (Boucheseiche et al., 2002 ; Burnol et al., 2004). Les métaux traces présents dans les roches se concentrent au cours de la pédogenèse dans certains horizons et constituent des roches, appelés fonds pédo-géochimiques (Steulet, 2003), qui est par définition « la teneur naturelle ou originelle en éléments traces dans un sol en absence de tout processus d'apport ou d'exportation vers ou hors d'un site considéré » (Académie des sciences, 1998).

Cette teneur dépend d'abord de la nature du matériau parental (héritage de la roche mère) mais également des processus qui sont intervenus lors de la formation du sol, qui ont pu lessiver, ou plus généralement concentrer les éléments (Burnol et al., 2004 ; Baize et al., 2005).

I.4.1.2. Les retombées atmosphériques

Des apports par la voie atmosphérique existent également : volcanisme, érosion et transport éoliens de poussières, transport d'aérosols d'origine océanique, feux de forêts... etc. (Le Goffet et Bonnomet, 2004).

I.4.2. Origines anthropiques

Les métaux provenant d'apports anthropiques sont présents sous des formes chimiques assez réactives et entraînent de ce fait des risques très supérieurs aux métaux d'origine naturelle qui sont le plus souvent immobilisés sous des formes relativement inertes.

Parmi les activités qui contribuent à l'apport des concentrations dans l'environnement on a, les activités pétrochimiques, l'utilisation de combustibles, le transport, l'incinération de déchet, les déchets urbains, agricoles et industriels, l'activité minière (Monna, 2008).

Le tableau (2) donne un rapport de flux entre l'activité humaine et le flux naturel des métaux lourds.

Tableau 2. Rapport du flux lié à l'activité humaine et flux naturel des métaux lourds (Miquel, 2001).

Elément	Flux lié à l'homme / Flux naturel (%)
Cadmium	1, 897
Mercure	27, 500
Chrome	1,610
Arsenic	2, 786
Plomb	34, 583

Cependant, le tableau (3) présente les sources industrielles et agricoles des métaux lourds présents dans l'environnement.

Tableau 3. Sources industrielles et agricoles des métaux présents dans l'environnement (Brignon et al., 2005).

Utilisations	Métaux
Batteries et autres appareils électriques	Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Ni,
Pigments et peintures	Ti, Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Sn, Cr, Al, As, Cu, Fe
Alliages et soudures	Cd, As, Pb, Zn, Mn, Sn, Ni, Cu
Biocides (pesticides, herbicides)	As, Hg, Pb, Cu, Sn, Zn, Mn
Agents de catalyse	Ni, Hg, Pb, Cu, Sn
Verre	As, Sn, Mn
Engrais	Cd, Hg, Pb, Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn
Matières plastiques	Cd, Sn, Pb
Produits dentaires et cosmétiques	Sn, Hg
Textiles	Cr, Fe, Al
Raffineries	Ni, V, Pb, Fe, Mn, Zn
Carburants	Ni, Hg, Cu, Fe, Mn, Pb, Cd

II. Les éléments traces métalliques étudiés

Les caractéristiques générales données ne concernent que les ETM retenus dans cette étude à savoir ; le cadmium (Cd) et le plomb (Pb).

II.1. Cadmium (Cd)

II.1.1. Définition et propriétés physico-chimiques

Le cadmium est un élément chalcophile. Il est associé généralement au zinc. Le cadmium est un métal ductile, blanc argenté avec des teintes de bleu, lustré, dont le point de fusion est de 320,9 °C, et le point d'ébullition est de 765 °C (Burnol et al., 2006). Le cadmium élémentaire a un numéro atomique de 48, une masse atomique de 112 g/mol et une masse volumique de 8.6g/cm³ à 20°C (Wright et Welbourn, 2002).

II.1.2. Comportement du cadmium dans le sol

Le Cd est fortement adsorbé par les argiles, les matières organiques, les boues et les acides humiques avec lesquels il forme des complexes. Sa rétention par la phase solide croît exponentiellement avec le pH croissant (Alloway, 1995). En d'autres termes, la mobilité du Cd dépendrait largement du pH et du Eh, mais Baize, (1997) au cours de ses divers travaux, a pu constater plusieurs exemples de migrations en profondeur même en sols à pH neutre ou alcalin.

En conditions de forte oxydation, le Cd forme des oxydes ou des carbonates (CdO, CdCO₃). Il peut également s'accumuler dans des phosphates ou des phytocytes (Kabata-Pendias et Pendias, 1992). Dans le sol, il existe sous forme soluble dans l'eau du sol : CdCl₂, CdSO₄ ou sous forme de complexes insolubles inorganiques ou organiques avec les constituants du sol (Bisson et al., 2011).

II.1.3. Transfert du cadmium aux plantes

Le pH du sol est sans aucun doute le principal facteur contrôlant le transfert du Cd à la plante (Hooda et Alloway, 1993 ; Kabata-Pendias, 2001). Dans les sols alcalins, une carence en Fe ou en Zn, induite par le pH élevé, entraîne la production, par les racines, de phytosidérophores augmentant le prélèvement du Cd par les plantes. La capacité des exsudats racinaires, collectés de différentes plantes, pour mobiliser le Cd a été étudié par Mench et Martin, (1991). Le transfert de Cd dans les sols salins serait plus élevé, suite à la formation de chloro-complexes augmentant la solubilisation du Cd solide (Norvell et al., 2000).

La concentration de Cd dans les plantes augmente avec la concentration totale de Cd dans le sol (Kabata-pendias, 2001). En moyenne, le facteur de transfert serait compris entre 1 et 10 (Alloway, 1995).

En effet, une grande proportion de Cd est connue pour s'accumuler dans les racines (Green et al., 2006) même quand le Cd pénètre la plante par les feuilles.

II.2. Plomb (Pb)

II.2.1. Définition et propriétés physico-chimiques

Selon [Chiffolleau et al. \(2001\)](#), c'est élément chimique métallique d'un gris bleuâtre, de symbole Pb et de numéro atomique 82, rarement disponible à l'état natif, le plomb est très souvent associé au zinc dans les minerais. Le plomb est mou et ductile ([Ramade, 2000](#)), présent dans divers minéraux dont les plus importants sont la galène (PbS), la cérusite (PbCO₃) et l'anglésite (PbSO₄) ([Pichard et al., 2003](#)).

D'après [Miquel \(2001\)](#), il appartient à la catégorie des métaux lourds car sa densité (ou masse volumique) est de 11.3 g.cm⁻³. Sa masse atomique est de 270 g/mol, sa température de fusion est de 327° et sa température d'ébullition de 1.740 °C.

Le plomb existe sous deux états de valence +² et +⁴; à cause de son caractère basique, cet élément ne s'hydrolyse qu'à des pH neutres ou alcalins ([Burnol et al., 2006](#)). La concentration moyenne en plomb de la croûte terrestre serait de l'ordre de 13 à 16 mg/kg ([Baize, 1997](#) ; [Burnol et al., 2006](#)).

II.2.2. Comportement du plomb dans le sol

La mobilité du plomb dans le sol est très faible, il a ainsi tendance à s'accumuler dans les horizons de surface (et plus précisément dans les horizons riches en matière organique). La formation de sulfure de plomb, forme très insoluble, explique également l'accumulation du plomb en surface des sols. L'affinité du plomb pour l'argile est également importante, il peut également être adsorbé par des oxydes de manganèse du sol ([Adriano, 1986](#)). Les facteurs affectant la mobilité et la biodisponibilité du plomb dans les sols sont donc le pH, la texture du sol (surtout la teneur en argile) et la teneur en matière organique ([Pichard et al., 2003](#)).

Ceci, s'explique par le fait que le Pb est peu mobile. Etant principalement associé aux argiles, aux oxydes, aux hydroxydes de fer et d'aluminium et à la matière organique, il n'est mobile que lorsqu'il forme des complexes organiques solubles et/ou que le sol a dépassé sa capacité de sorption pour le Pb ([Morlot, 1996](#)). Par ailleurs, si le Pb est solubilisé, il peut être lessivé jusqu'à la nappe phréatique ou être absorbé par les plantes ([Bliefert et Perraud, 2003](#)).

II.2.3. Transfert du plomb aux plantes

Selon ([Adriano, 1986](#)), et bien que le Pb soit dans le sol un élément très peu soluble, il peut s'accumuler dans les racines et particulièrement dans les membranes cellulaires. En règle générale, les concentrations en Pb d'une plante sont étroitement corrélées aux concentrations en Pb du sol,

mais cette corrélation doit être nuancée et tenir compte en particulier de l'organe (racines, tiges, feuilles, etc.).

La translocation de Pb vers les parties épigées d'une plante est un phénomène très limité. Ce qui fait que le Pb n'est pas un toxique systématique en ce sens qu'il ne diffuse pas dans le système vasculaire de la plante. Son absorption racinaire n'est effective qu'au-delà de 1000 ppm dans le sol, elle dépend entre autres facteurs de la concentration totale dans le sol de la concentration dans la solution du sol et de la spéciation ([Kabata- Pendias et Pendias, 1992](#)).

La phytoremédiation

I. Utilisation des plantes dans la réhabilitation des sols

Les recherches s'orientent depuis quelques années vers l'utilisation de plantes supérieures afin de pallier les principales limitations des méthodes actuellement disponibles dans les stratégies de dépollution. Selon [Reilley et al. \(1996\)](#), la présence d'un couvert végétal induit ou stimule la biodégradation d'une grande variété de contaminants organiques.

D'après [Brooks \(1998\)](#), certaines plantes, dites métalphytes, sont capables de se développer normalement sur des sites fortement contaminés par divers métaux et certains de ces végétaux, qualifiés d'hyperaccumulateurs, sont capables de stocker massivement les métaux dans leurs parties aériennes. Ainsi, les études concernant l'écophysiologie et le métabolisme des plantes supérieures en milieu contaminé, ont progressivement permis d'insérer le concept de phytoremédiation à côté de celui de bio-remédiation des sites pollués.

I.1. Histoire de la phytoremédiation

Au 16^{ème} siècle, un botaniste de Florence, Andréa Cesalpino, découvre une plante poussant sur des roches naturellement riches en métaux (du nickel notamment). En 1885, Baumann a identifié pour la première fois deux espèces végétales, *Thlaspi caerulescens* et *Viola calaminaria*, comme étant capables d'accumuler de fortes quantités de zinc dans leurs feuilles. Ensuite, en 1935, Byers étudia l'accumulation du sélénium chez *Astragalus* spp. Dix ans plus tard (1948), Minguzzi et Vergnano identifièrent des plantes capables d'accumuler jusqu'à 1 % de Ni dans leurs parties aériennes. Aujourd'hui, plus de 400 plantes sont connues pour leur capacité d'accumulation des métaux ([Baker et al., 2000](#)).

L'idée d'utiliser les plantes pour la réhabilitation environnementale est ancienne, puisqu'il y a 300 ans les hommes utilisaient déjà les plantes pour le traitement de l'eau. Cependant, ce n'est que récemment que l'utilisation des plantes pour la réhabilitation des sols a pris son essor ([Salt et al., 1995](#) ; [Suthersan, 2001](#)).

I.2. Définition de la phytoremédiation

Étymologiquement, le terme phytoremédiation est issu du grec "*Phyto*" qui signifie plante et du latin "*remedium*" qui signifie corriger un méfait ([Vameralli et al., 2010](#)). La phytoremédiation est une technique de dépollution des sols, boues et sédiments qui consiste à l'utilisation de certaines plantes ayant la capacité d'extraire, stabiliser, volatiliser ou dégrader un agent polluant donné

(Ramade, 2007). L'élimination des métaux lourds et les polluants organiques sont les principaux objectifs de la phytoremédiation (Salt et al., 1998).

Selon Susarla et al. (2002), la phytoremédiation est une technologie émergente qui utilise les plantes ou les microorganismes de la rhizosphère pour extraire, transformer ou stocker les polluants contenus dans les sols, les sédiments, les eaux souterraines ou de surface et même l'atmosphère.

I.3. Différentes stratégies de phytoremédiation

Les études réalisées à ce jour permettent d'envisager plusieurs stratégies de phytoremédiation particulièrement prometteuses (fig. 3).

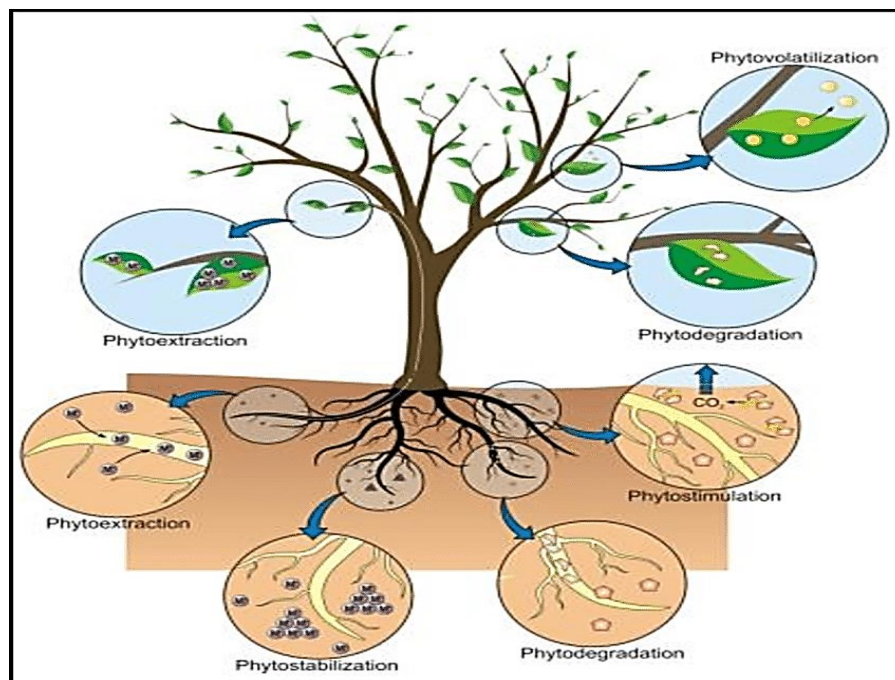


Figure 03. Schéma représentatif des techniques de la phytoremédiation (Favas et al., 2014).

I.3.1. Par dégradation

I.3.1.1. La phytodégradation

Dans la phytodégradation, aussi appelée phytotransformation, les plantes absorbent et dégradent les polluants organiques dans leurs tissus ou secrètent des enzymes liées à la dégradation dans la rhizosphère (Pilon-Smits, 2005).

C'est une technique qui consiste à la dégradation des polluants, elle peut avoir lieu soit hors de la plante, grâce à l'activité des micro-organismes présents dans l'environnement des racines (Rhizosphère), soit dans la plante après absorption du composé puis dégradation dans les cellules (Ramade, 2000) (fig. 4).

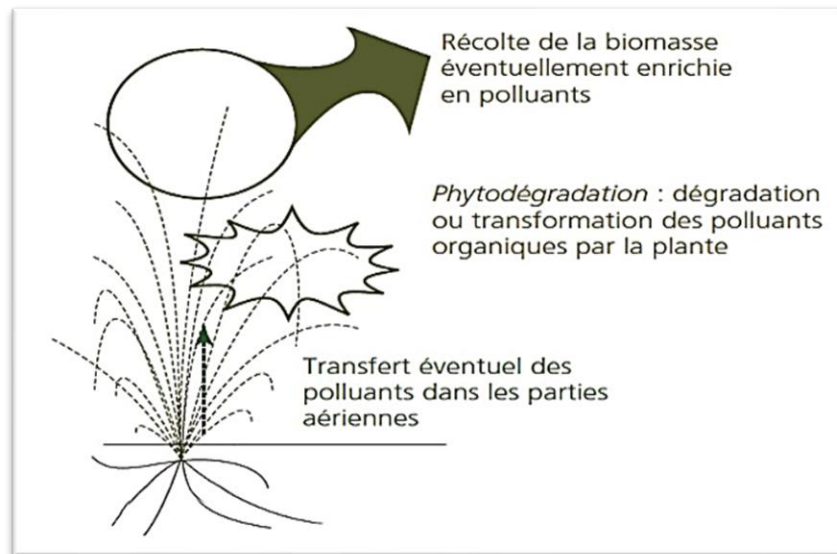


Figure 4. Fonctionnement de la phytodégradation (Bert et al., 2012).

I.3.1.2. La Rhizostimulation

La phyto / rhizodégradation est une technique utilisant des végétaux et des microorganismes pour dégrader des polluants organiques en constituants élémentaires (minéralisation). Ce principe de dépollution repose donc entièrement sur l'activité biologique qui se développe dans la rhizosphère. Comme dans le milieu aquatique, cette activité est favorisée -en partie- par l'aérenchyme, qui permet de canaliser l'oxygène atmosphérique jusqu'aux racines mais aussi par les exsudats. Cette oxygénation de la rhizosphère permet un développement important de nombreux organismes, dont certains sont capables de dégrader les polluants les plus toxiques (Bruce et Pivetz, 2001) (fig. 5).

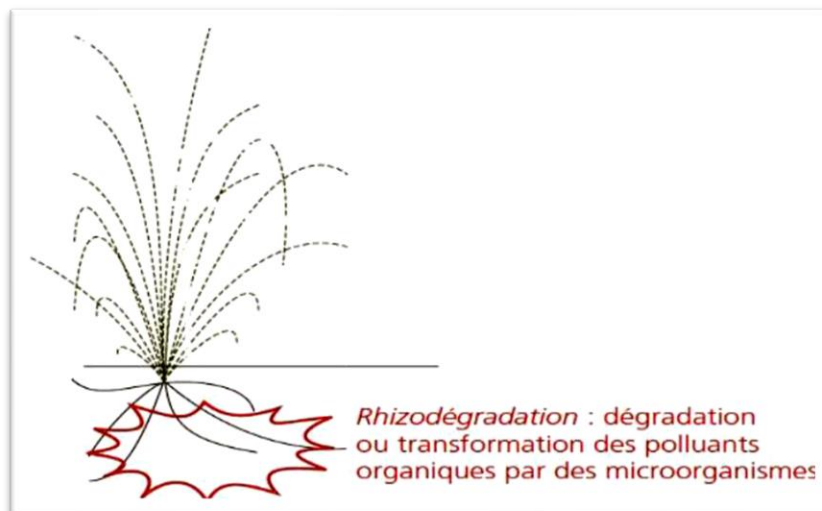


Figure 5 : Fonctionnement de la rhizodégradation (Bert et al., 2012).

I.3.2. Par accumulation

I.3.2.1. La phytoextraction

La phytoextraction utilise des plantes capables de prélever les éléments traces toxiques et de les accumuler dans les parties aériennes qui seront ensuite récoltées puis incinérées (Jemal et Ghorbal, 2002). Dans ce processus, les plantes absorbent les polluants du sol et de l'eau, les translocalisent et les stockent dans la biomasse des plantes. La phytoextraction vise à supprimer les polluants sur les sites contaminés. Ce processus est habituellement observé dans les plantes hyperaccumulantes résistantes aux polluants (Vamerali et al., 2010 ; Mc Grath, 1998).

Elle est basée sur l'utilisation de végétaux hyperaccumulateurs, qui absorbent les métaux du sol et les accumulent dans des organes aériens faciles à récolter. C'est la meilleure approche pour éliminer les contaminants du sol (Hammer et al., 2003 ; Nascimento et Xing, 2006 ; Roongtanakiat et Sanoh, 2011 ; Ali et al., 2012) (fig. 6).

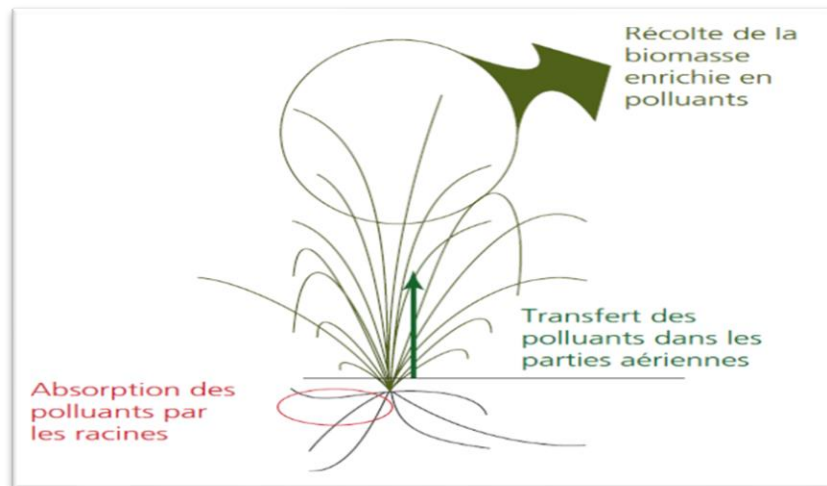


Figure 6. Fonctionnement de la phytoextraction (Bert et al., 2012).

I.3.2.2. La rhizofiltration

La rhizofiltration repose sur le phénomène selon lequel certaines plantes sont capables de fixer les polluants dans leurs racines. Cette fixation permet de rallonger significativement le temps de séjour des polluants dans le milieu et d'améliorer ainsi les possibilités de leur dégradation par les micro-organismes (Bruce et Pivetz, 2001).

Elle repose souvent sur des systèmes en réacteur qui maximisent le contact entre l'eau et les racines, et minimisent ainsi la durée du traitement. La rhizofiltration peut prendre la forme d'un étang artificiel ou d'un système hydroponique (Pilon-Smits, 2005) (fig. 7).

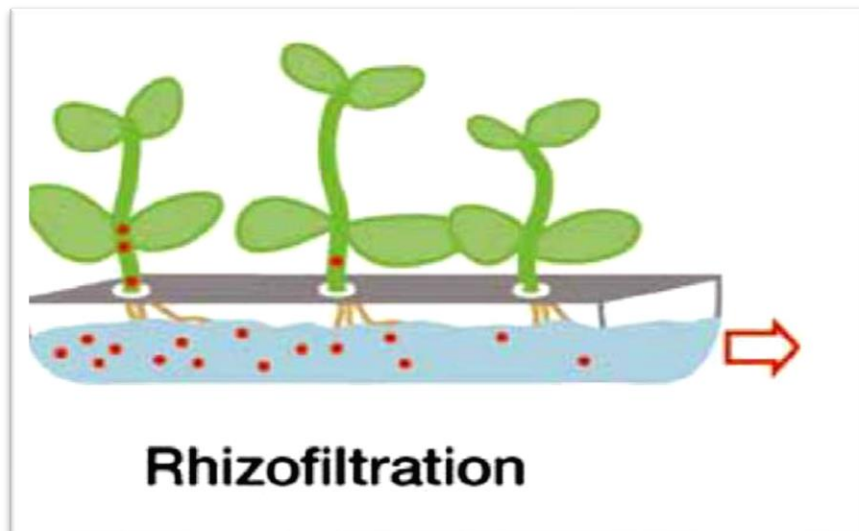


Figure 7. Fonctionnement de la rhizofiltration (Pilon-Smits, 2005).

I.3.2. Par dissipation

I.3.2.1. La phytovolatilisation

La phytovolatilisation est l'utilisation des plantes pour mettre en phase gazeuse certains polluants organiques et autres produits toxiques présents dans l'eau. Ce procédé est également efficace pour dépolluer les sols, les boues ou les sédiments contaminés. Des métaux lourds, mais aussi des molécules chimiques comme le trichloréthylène, peuvent ainsi être volatilisés via leurs feuilles (Baker et al., 2000 ; Tremel-Schaub et al., 2005 ; Bruce et Pivetz, 2001) (fig. 8).

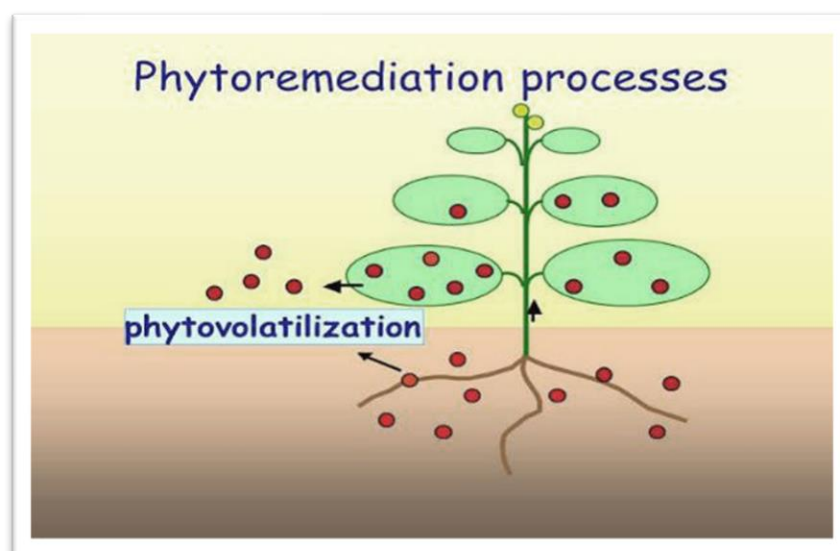


Figure 8. Fonctionnement de la phytovolatilization (Pilon-Smits, 2005).

I.3.3. Par Immobilisation

I.3.3.1. Phytostabilisation

Les plantes réduisent la mobilité et la phytodisponibilité des contaminants dans l'environnement. Ce processus n'élimine pas les polluants des sites contaminés, mais réduit leur mobilité et exclut les métaux de l'absorption des plantes (Vamerali et al., 2010).

Selon Cunningham et al. (1995), c'est l'utilisation des plantes tolérantes ou hyper tolérantes aux contaminants présents dans le sol pour réduire leurs biodisponibilités par les écoulements (latéraux ou en profondeur) ou immobiliser les composés polluants en les liant chimiquement par précipitation, stabilisation, absorption ou piégeage de ceux-ci par la plante. Cette technique permet d'éviter la migration des contaminants par le vent, l'eau, l'érosion ou la dispersion dans les sols.

Ce n'est pas une technique de dépollution, mais un mode de gestion, destiné à stabiliser les éléments traces du sol, c'est-à-dire les métaux (ex : zinc, cadmium) et les métalloïdes (ex : arsenic). Les espèces végétales, éventuellement en combinaison avec des amendements, réduisent la mobilité des polluants et donc les transferts horizontaux et verticaux de polluants (Bert et al., 2012) (fig. 9).

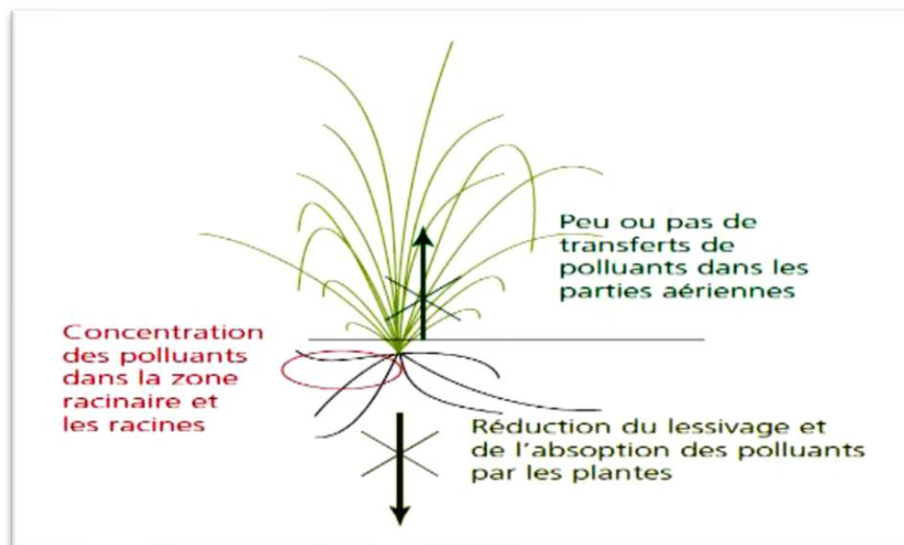


Figure 9. Fonctionnement de la phytostabilisation (Bert et al., 2012).

I.4. Types des plantes utilisées dans la phytoremédiation

Tous les végétaux absorbent des éléments minéraux. Cependant, certains présentent la particularité de prélever en grande quantité un élément donné (Baker et al., 2000). Il existe deux catégories de plantes susceptibles d'intervenir dans les processus de phytoremédiation.

I.4.1. Les métallophytes

D'une part, il y a les plantes dites « tolérantes aux métaux » appelées plantes métallophytes. Ces plantes sont potentiellement utiles pour la phytostabilisation et la phytovolatilisation ainsi que pour l'étude des mécanismes de tolérance, mais leur capacité d'accumulation des métaux dans les parties aériennes est faible (0.005 à 0.05% de la matière sèche). Elles présentent donc peu d'intérêt pour la phytoextraction (Baker et al., 1997).

I.4.2. Les hyperaccumulatrices

En revanche, il existe des plantes dites « **hyperaccumulatrices** » qui sont capables de stocker dans les tiges et les feuilles de 10 à 500 fois plus d'éléments métalliques que les autres espèces végétales (Brooks, 1998):

- 10 µg de Hg/g de MS (matière sèche).
- 100 µg de Cd/g de MS.
- 1000 µg de As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Se/g de MS.
- 10 000 µg de Mn, Zn/g de MS.

I.5. Avantages et inconvénients de la phytoremédiation

La phytoremédiation présente un certain nombre d'avantages et d'inconvénients (Cunningham et al., 1995 ; Henry, 2000).

1.5.1. Les avantages

- * Utilisé pour une grande diversité de polluants organiques/inorganiques.
- * Application in situ/ex situ.
- * Diminution de la dispersion dans l'eau (lixiviation) et l'air.
- * Méthode peu coûteuse en moyen humain et matériel
- * Ecologiquement adaptée et esthétique
- * Facile à mettre en œuvre.
- * Réduit la quantité de déchets à stocker jusqu'à 95%.

1.5.2. Les inconvénients

- * Limité aux sites à faible contaminant.
- * Traitement des déchets potentiellement dangereux.
- * Dépend des conditions climatiques.
- * La consommation de tissus végétaux contaminés est également préoccupante.
- * Durée de remédiation longue.

I. Description du site d'étude

Le site de la décharge publique est situé dans le nord-est de Jijel (Algérie), dans la municipalité de Ziama Mansouriah, avec une latitude de 36°39'51 Nord et une longitude de 5°28'27 Est (fig. 10). Cette décharge, située sur la rive droite de l'Oued Amsal, a servi comme dépotoir de déchets générés par la commune de Ziama Mansouriah, et n'a fait l'objet d'aucune étude préventive quant au lixiviat émanant par cette dernière.

Ce site couvre une aire approximative de 1.5ha. Il a été mis en exploitation depuis 1993 et reçoit environ 28000m³ de déchets solides municipaux par jour. Le climat de la zone d'étude est de type méditerranéen, avec un été sec et chaud et un hiver humide. 80% des précipitations sont enregistrées durant les mois d'hiver (novembre-février). La température moyenne est de 9°C au mois de janvier et 28°C au mois de Juillet (Henniche, 2014).

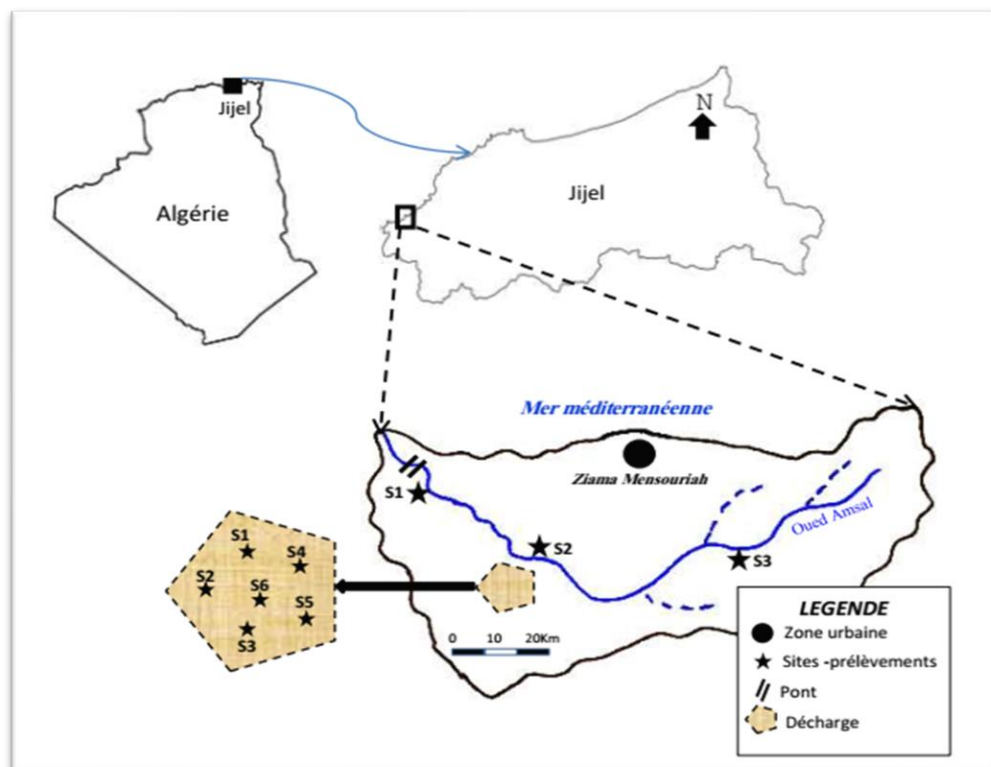


Figure 10. Situation géographique et localisation des sites de prélèvement le long de l'Oued Amsal.

II. Choix et localisation des sites de prélèvement

Pour une meilleure représentativité du périmètre d'investigation et selon aussi l'accessibilité du terrain, trois sites de prélèvements ont été localisés le long de l'Oued Amsal tout en respectant un intervalle spatial entre chaque site et cela pour les deux compartiments ; eau et sédiment.

Pour le sol, et afin de couvrir la majeure partie de ce dépotoir à ciel ouvert, six points de prélèvement ont été sélectionnés. Les prélèvements ont eu lieu pendant la période de mois de Février au mois de Mai 2019 (Période pendant laquelle l'eau coule dans l'Oued à l'opposé de la saison estivale). Au sein de chaque, et pour des raisons statistiques, trois répétitions ont été réalisés au niveau de chaque site.

II.1. Description des sites de prélèvements

II.1.1. Le site (S1)

Ce site est situé en amont de l'Oued. C'est une zone forestière vierge, faiblement anthropisée (quelques pratiques agricoles), caractérisée par une végétation rivulaire dont les principales espèces sont : *Populus alba*, *Nerium oleander*, *Mentha spicata*, *Ptéridium aquilinum*, *Silybum marianum*, *Dittrichia viscosa* ainsi que d'autres espèces (Fig. 11).



Figure 11. Description du site (S1).

II.1.2. Le site (S2)

Site intermédiaire se situe entre le site S1 en amont et le site S3 en aval de l'Oued. Ce site constitue un pont de contact entre la décharge et l'oued, donc, il reçoit le lixiviat de la décharge municipale de Zياما Mensouriah. Le couvert végétal est presque identique à celui du site S1 (Fig. 12).



Figure 12. Description du site (S2).

II.1.3. Le site (S3)

Ce dernier site est situé en aval de l'oued, sous l'ancien pont de la RN43. Il côtoie des agglomérations semi-urbaines et reçoit des effluents et des déchets lessivés divers. La couverture végétale dans ce point de prélèvement et dans la totalité identique à celles des deux autres sites S1 et S2 (Fig. 13).



Figure 13. Description du site (S3).

III. Echantillonnage et techniques de prélèvement des eaux

III.1. Flaconnage de prélèvement

L'eau à analyser a été prélevée dans des flacons en polyéthylène haute densité (PEHD) avec des bouchons en téflon, pour chaque station on prélève trois flacons.

Les flacons destinés au dosage des nitrates, nitrites, l'ammoniac et la demande biologique en oxygène sont nettoyés par l'acide sulfurique (Rodier et al., 2009).

Au moment du prélèvement, les flacons sont de nouveau rincés 3 fois avec de l'eau à analyser, puis remplis jusqu'au bord, fermés de telle façon qu'il n'y ait aucune bulle d'air et qu'il ne soit pas éjecté au cours du transport. Les flacons sont plongés à une certaine distance du fond (50cm) et de la surface, assez loin des rives ou des bords ainsi que des obstacles naturels ou artificiels, en dehors des zones mortes ou des remous, et en évitant la remise en suspension des dépôts (Rodier et al., 2009).

III.2. Transport et Conservation des échantillons

Pour empêcher une prolifération microbienne, les échantillons prélevés sont mis directement dans une glacière (emballage isotherme) et ramenés immédiatement au laboratoire afin d'être analysés rapidement.

Les échantillons destinés aux dosages de certains éléments (métaux, nitrites, nitrates) ont été acidifiés à $\text{pH} < 2$ et ils sont ensuite stockés dans le réfrigérateur afin de ralentir les actions chimiques et les activités biologiques (Rodier et al., 2009).

III.3. Méthodes de mesures et d'analyses

III.3.1. Analyses chimiques de l'eau

Pour évaluer la qualité physicochimique de l'Oued Amsal, nous avons opté pour sept (7) paramètres mentionnés dans le tableau 4 avec les méthodes permettant de les mesurer.

Tableau 4. Paramètres de la qualité des eaux, les unités, le matériel et/ou les méthodes analytiques.

Paramètres	Unités	Matériel/Méthodes analytiques
pH	-	Multi paramètre digital (Consort C561)
OD	mg L^{-1}	Oxymètre numérique
DBO_5	mg L^{-1}	DBO mètre (OXITOP IS6)
NO_3^-	mg L^{-1}	Spectrophotomètre (JENWAY 7315)
NO_2^-	mg L^{-1}	Spectrophotomètre (JENWAY 7315)
NH_4^+	mg L^{-1}	Spectrophotomètre (JENWAY 7315)
MES	mg L^{-1}	Filtration et gravimétrie

III.3.1.1. Mesures sur terrain

Le pH, et l'oxygène dissous ont été mesurés *in situ*, en utilisant un multi-paramètre de type Consort C561 pour le pH et un oxymètre numérique pour l'oxygène dissous.

En effet, ces paramètres sont très sensibles aux conditions du milieu et susceptible de varier dans des proportions importantes s'ils ne sont pas mesurés *in situ*.

III.3.1.2. Analyse au laboratoire

Les échantillons des eaux sont analysés au laboratoire en se référant aux méthodes d'analyse chimique citées dans le tableau 4.

III.3.1.2.1. Dosage des nitrates (NO_3^-) (méthode par spectrophotométrie)

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosalicylate de sodium, coloré en jaune et susceptibles d'un dosage spectrophotométrique (Annexe 1).

III.3.1.2.2. Dosage des nitrites (NO_2^-) (méthode par spectrophotométrie)

Les ions nitrites forment un diazoïque avec le sulfamide en milieu acide ainsi le diazoïque réagit aussi avec le N-naphyl-éthylénediamine et qui donne un complexe coloré rose susceptible d'un dosage spectrométrique (Annexe 1).

III.3.1.2.3. Dosage de l'ammoniac (NH_3^+) (méthode par spectrophotométrie)

L'ammoniaque réagit avec l'hypochlorite en milieu légèrement basique pour former une monochloramine, cette dernière réagit avec le phénol en présence d'un excès d'hypochlorite et forme le bleu d'indophénol absorbant à 630 nm (Annexe 1).

III.3.1.2.4. Demande biochimique en oxygène (DBO) (technique respirométrique)

L'évaluation de la demande biochimique en oxygène est mise en œuvre à l'aide d'un DBO-mètre, la quantité d'oxygène nécessaire aux microorganismes pour dégrader la matière dans 500 ml de chaque échantillon est évaluée grâce à un enregistrement cumulé de la DBO_5 pendant 5 jours (Annexe 1).

III.3.2. Analyses microbiologiques de l'eau

La méthode utilisée dans l'analyse bactériologique de l'eau est la méthode du nombre le plus probable (NPP) en milieu liquide, cette méthode recourt à la pratique du test présomptif (coliformes totaux, streptocoques totaux) et du test confirmatif (coliformes fécaux, streptocoques fécaux).

III.3.2.1. Recherche et dénombrement des coliformes totaux et fécaux

a-Test présomptif

La méthode consiste à inoculer une série de tubes (9 tubes) par trois volumes différents d'échantillon (10, 1 et 0,1 ml), chaque tube contient un milieu nutritif (Bouillon lactosé au pourpre de Bromocrésol, BCPL) doubles et simples concentrations qui permettent de mettre en évidence la fermentation de lactose, plus une cloche de Durham pour la mise en évidence de la production du gaz.

Après une incubation de 24h à 37°C, les tubes « positifs » (production de gaz, virage de couleur du bleu au jaune) sont repiqués pour un test confirmatif (Annexe 1).

b-Test confirmatif

Le milieu utilisé pour ce test est plus spécifique « Schubert » avec la cloche de Durham. Après 24h d'incubation à 44°C, tous les tubes présentant un trouble, du gaz dans la cloche sont considérés comme positifs.

La confirmation d'*Escherichia Coli* est réalisée par l'addition du réactif Kovacs (anneau rouge en surface confirme un résultat positif) (Annexe 1).

III.3.2.2. Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux

a-Test présomptif

La recherche des streptocoques fécaux consiste à utiliser un milieu de présomption de Rothe et un autre de confirmation d'Eva Litsky.

Ensemencement des tubes contenant le milieu de Rothe : trois tubes de Rothe à double concentration avec 10 ml d'eau, trois tubes à simple concentration avec 1 ml d'eau et trois tubes à simple concentration avec 0,1 ml d'eau.

Après une culture pendant 48h à 37°C, l'observation d'un trouble confirme un tube positif présumé contenir des streptocoques fécaux ([Annexe 1](#)).

b-Test confirmatif

La confirmation est réalisée à partir des tubes positifs du premier test par repiquage sur le milieu d'Eva Litsky à 37°C pendant 24h. L'apparition d'une pastille violette au fond de tube traduit la présence des streptocoques fécaux ([Annexe 1](#)).

Il est à noter que le nombre des coliformes (totaux et fécaux) et des streptocoques fécaux est déterminé avec la table de Mac Grady ([Annexe 1](#)).

IV. Echantillonnage et technique de prélèvement de sol

IV.1. Prélèvement du sol

Pour couvrir l'intégralité de la zone d'étude, les prélèvements ont été effectués au niveau de six sites nommés S1 à S6. Les échantillons ont été prélevés le mois d'avril 2019 (trois répétitions au niveau de chaque site). Les prélèvements ont été réalisés à une profondeur de 0 à 40 cm.

IV.2. Technique de prélèvement

Les métaux lourds se rencontrent dans le sol sous forme de traces et présentent de fortes variations de concentrations ([OFEFP, 1989](#)). Il est donc important que les échantillons soient toujours prélevés de la même manière avec le même instrument. Il faut éviter les instruments en acier inoxydable, nickelés, laqués. Pour cette raison, le prélèvement été effectué à l'aide d'une tarière en fer.

IV.3. Conditionnement et transport d'échantillons

Les prélèvements sont mis directement dans des sacs en plastique. Le conditionnement en plastique est obligatoire pour les métaux et pour les produits minéraux parce qu'il n'est pas sensible aux contaminations externes (poussière, humidité...etc.).

La quantité prélevée est de l'ordre de 1kg, quantité suffisante pour l'analyse et la mise en réserve pour d'éventuelles répétitions et stockage. L'identification des échantillons est nécessaire pour éviter les risques de confusion.

IV.4. Préparation des échantillons

La préparation des échantillons est nécessaire pour les rendre représentatifs à l'analyse. Une fois au laboratoire, les échantillons ont été séchés à l'air libre, à température ambiante, à l'abri de la lumière solaire directe pour limiter l'évolution biologique, assurer la conservation des échantillons à moyen et à long terme.

Les échantillons, ensuite, ont été homogénéisés à l'aide d'un mortier et tamisés à 2 mm pour obtenir un échantillon homogène, puis stockés dans des boîtes en polyéthylène ayant préalablement subi le schéma classique de conditionnement avant l'utilisation (lavage, séjour dans l'acide, rinçage à l'eau distillée puis séchage).

IV.5. Analyses physico-chimiques du sol

IV.5.1. Analyse granulométrique

La détermination des fractions granulométriques a été effectuée par la méthode internationale, à la pipette de Robinson, améliorée par (AFNOR, 1994). Elle consiste à séparer la partie minérale du sol en fractions selon le diamètre des particules et à déterminer, les proportions relatives à ces fractions.

IV.5.2. Mesure de pH

Le pH se mesure à l'aide d'un pH-mètre (WTW). On constitue une suspension de sol dans l'eau dans laquelle on mesure le pH, c'est-à-dire la concentration en ions H^+ à l'état dissocié, dans le liquide surnageant (Mathieu et Pieltain, 2003).

IV.5.3. Mesure de la conductivité électrique (CE)

Le principe est basé sur l'extraction des sels d'un échantillon solubles dans l'eau, dans des conditions bien définies et dans un rapport sol sec /eau 1/5, puis on mesure la conductivité à l'aide d'un conductimètre électronique dans la solution du sol (Mathieu et Pieltain, 2003).

IV.5.4. Dosage de la matière organique (MO)

Le dosage de la matière organique a été réalisé à partir du dosage de l'un de ses constituants les plus importants : le carbone. Le dosage de ce dernier est effectué par la méthode de Walkley-Black (1934). Celle-ci se base sur l'oxydation du carbone par le bichromate de potassium en milieu acide (AFNOR, 1994).

IV.5.5. La capacité d'échange cationique (CEC)

La méthode utilisée est celle décrite par la norme française (AFNOR, 1994). Le principe de cette méthode est basé sur un échange de cations retenus par un échantillon de terre et les ions ammonium d'une solution aqueuse d'oxalates d'ammonium en présence de carbonate de calcium. La détermination de la CEC se fait par mesure de la concentration dans les filtrats des ammoniums libres.

V. Echantillonnage et technique de prélèvement des sédiments

V.1. Technique de prélèvement

Les échantillons sont prélevés avec une spatule à une profondeur de 0 à 5 cm des trois sites choisis. Les prélèvements sont mis directement dans des sachets en plastique, transportés jusqu'au laboratoire, séchés à 60° puis tamisés à 63 µm.

VI. Prélèvement des échantillons de plantes

VI.1. Choix du matériel végétal

Pour la végétation, nous avons opté pour les espèces spontanées les plus fréquentes au sein de la zone d'étude. L'analyse des plantes est portée sur la partie aérienne (feuilles). Les espèces choisies sont : *Dittrichia viscosa*, *Silybum marianum*, *Mentha spicata*, *Pteridium aquilinum*.

VI.2. Présentation des espèces étudiées

VI.2.1. *Dittrichia viscosa* L.

a. Systématique

Règne : Plantae

Division : Magnoliophyta

Classe : Magnoliopsida

Ordre : Asterales

Famille : Asteraceae L.

Genre : *Dittrichia*

Espèce : *Dittrichia viscosa* L.

Nom commun : L'inule visqueuse (Tela Botanica, 2020).

b. Habitat

L'inule visqueuse répondue dans tout le bassin méditerranéen, sur les sols salés, les prairies humides et les bords de cours d'eau (Quezel et Santa, 1962), largement répondue en Algérie dans les racailles et les terrains argileux (Benayache et al., 1991 In Bakhta, 2013).



Figure 14. *Dittrichia viscosa* L.

c. Description botanique

L'inule visqueuse est une plante glanduleuse agréable selon certains, désagréable pour d'autre à odeur forte qui appartient à a famille des Astéracées. Elle est ligneuse à sa base (forte racine pivotante lignifiée pouvant atteindre 30 cm de long). Elle atteint 50cm à 1m de hauteur et présente des capitules à fleurs jaunes est très nombreuses au sommet de la tige. Les feuilles sont entières ou dentées, aiguës (Quezel et Santa, 1962).

VI.2.2. *Silybum marianum* L.

a. Systématique

Règne : Plantae

Embranchement : Magnoliophyta

Classe : Magnoliopsida

Ordre : Asterales

Famille : Asteraceae

Genre : *Silybum*

Espèce : *Silybum marianum* L.

Nom commun : Chardon Marie

b. Habitat

Le Chardon Marie se rencontre sur les terrains secs et ensoleillés (terres incultes, bords des chemins) jusqu'à 700 m d'altitude.

c. Description botanique

Le chardon-marie possède des fleurs de couleur pourpres réunies en un capitule terminal d'environ cinq centimètres de diamètre. Ses feuilles présentent des nervures bordées d'un liseré blanc et des dents épineuses à la périphérie du limbe, La tige est épineuse. Le fruit est constitué d'akènes noirs, de cinq à huit millimètres de long (Wikipedia, 2020).

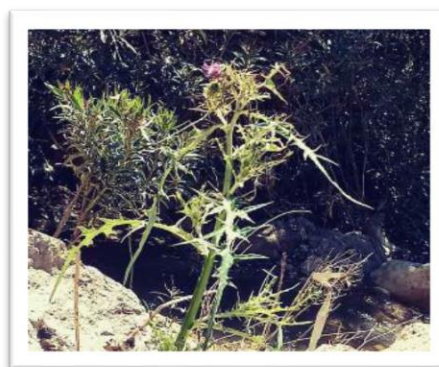


Figure 15. *Silybum marianum* L.

VI.2.3. *Mentha spicata* L.

a. Systématique

Règne : Plantae

Embranchement : Magnoliophyta

Classe : Magnoliopsida

Ordre : Lamiales

Famille : Lamiaceae



Figure 16. *Mentha spicata* L.

Genre : *Mentha*

Espèce : *Mentha spicata* L.

Nom commun : Menthe sauvage

b. Habitat

La menthe sauvage aime les lieux humides et une exposition plein soleil que les fossés, les bords de chemins, les prairies, les buchés humides, les rivages des rivières et des lacs.

c. Description botanique

C'est une plante à tige carrée, de 15 à 100 cm de hauteur avec des feuilles dentées, opposées, lancéolées, pétiolées, deux fois plus longue que large, les fleurs sont petites de couleur mauve, rose pâle ou lilas, formant des épis terminaux (Wikipedia, 2020).

VI.2.4. *Pteridium aquilinum* kuhn.

a. Systématique

Règne : Plantae

Embranchement : Pteridophyta

Classe: Filicopsida

Ordre: Polypodiales

Famille: Pteridaceae

Genre: *Pteridium*

Espèce: *Pteridium aquilinum* kuhn.

Nom commun : Fougère aigle (Tela Botanica, 2020).



Figure 17. *Pteridium aquilinum* kuhn.

b. Habitat

La fougère aigle se développe dans des stations en pleine lumière ou semi-ombragées, souvent sur des sols pierreux ou sableux et acides et assez profonds. Elle est indifférente à l'humidité du sol (Wikipédia, 2020).

c. Description botanique

C'est une plante *vivace* vigoureuse à la souche profonde et traçante dont les grandes et larges frondes bipennées et triangulaires se déploient sur de grands pétioles robustes et souples. Elle est de couleur vert clair au printemps, elle fonce puis se teinte de bronze au fil des saisons (Anonyme 2, 2018).

VII. Méthodes de dosage des métaux lourds

VII.1. Préparation des extraits d'échantillons destinés au dosage des métaux lourds par SAA

L'extraction est faite avec l'eau régale dont le grand pouvoir de dissolution est dû à l'effet combiné d'un acide oxydant HNO_3 et des ions Cl^+ complexant (provenant de l'acide chlorhydrique). Cette méthode permet aussi la détermination de la quantité totale de toute une série d'éléments majeurs et traces.

Pour les sédiments et le sol, le procédé d'extraction décrit par [Hoening et al. \(1979\)](#), consiste à ajouter, à 1 g de sol, de l'eau régale constituée de 3 ml d'HCL concentré et 1 ml de HNO_3 concentré, dans un erlenmeyer rodé de 250 ml, fixé sous réfrigérant et chauffé jusqu'à ébullition durant 15 minutes. Après refroidissement et rinçage du réfrigérant par quelques ml d'eau déminéralisée, le contenu de l'erlenmeyer est filtré sur papier filtre sans cendre, lavé aux acides à vitesse moyenne de filtration ou sur membrane de type Millipore, dans un ballon jaugé de 50 ml.

Les extraits de plantes sont préparés selon la méthode décrite par [Hoening et al. \(1979\)](#). Elle consiste en une digestion. Le Pb et le Cd sont extraits avec une solution sulfonitrique-eau oxygénée. Pour cela, 3 ml de HNO_3 concentré, 1ml d' H_2SO_4 concentré et 2ml d' H_2O_2 à 30% sont ajoutés, à 1 g d'échantillon de plantes séchés et réduit en poudre dans un erlenmeyer rodé de 250 ml, fixé sous réfrigérant et chauffé jusqu'à ébullition durant 15 minutes. Après refroidissement et rinçage du réfrigérant par quelques ml d'eau déminéralisée, le contenu de l'erlenmeyer est filtré sur papier filtre sans cendre, lavé aux acides à vitesse moyenne de filtration ou sur membrane de type Millipore, dans un ballon jaugé de 50 ml.

VII.2. Technique d'analyse des métaux lourds

La technique de dosage des polluants métalliques utilisée est la spectrométrie d'absorption atomique (S.A.A) de marque SHIMADZU-AA6200 au laboratoire pédagogique de l'Université de Jijel.

VIII. Evaluation de la qualité de l'eau par l'utilisation d'indices

VIII.1. Indice de pollution des eaux de surfaces (River Pollution Index : RPI)

Cet indice est utilisé pour la surveillance et la gestion quotidienne de la qualité des eaux de surface. Ce dernier se calcule selon l'équation suivante ([Liou et al., 2004](#)):

$$RPI = \frac{1}{4} \sum_{i=1}^4 Si$$

Où :

Si : les degrés de l'indice Si variant de 1 à 10.

RPI : comporte quatre variables : oxygène dissous (OD), demande biochimique en oxygène (DBO₅), les matières en suspension (MES) et l'ammoniac (NH₃), chacun des paramètres est converti en quatre sous indices (1, 3, 6 et 10).

L'indice global est ensuite classé en quatre classes de pollution (non pollué, légèrement pollué, modérément pollué et fortement pollué) en faisant la moyenne des quatre sous indices (tab. 5).

Tableau 5. Classes de la qualité des eaux selon l'indice RPI (Liou et al., 2004)

Paramètres	Classes			
	Non pollué	Faiblement pollué	Moyennement pollué	Fortement pollué
OD (mg/L)	> 6.5	4.6-6.5	2.0-4.5	< 2
DBO ₅ (mg/L)	< 3	3.0-4.9	5.0-15	>15
MES (mg/L)	< 20	20-49	50-100	> 100
NH ₃ -N (mg/L)	< 0.5	0.5-0.99	1.0-3.0	> 3.0
Indice Scores (S _i)	1	3	6	10
RPI	< 2	2.0-3.0	3.1-6.0	> 6.0

VIII.2. Les indices d'évaluation de la pollution par les métaux lourds

Trois indices sont utilisés pour obtenir des informations sur la source de pollution par les métaux à savoir ; l'indice de géoaccumulation (I_{geo}), le facteur de contamination (FC) et l'indice de charge de la pollution (PLI).

VIII.2.1. L'indice de géoaccumulation (I_{geo})

Un critère d'évaluation de l'intensité de la contamination métallique est l'indice de géoaccumulation (Müller, 1969). Cet indice de caractère empirique compare une concentration donnée versus une valeur considérée comme fond géochimique. L'indice de géoaccumulation est calculé selon la formule suivante :

$$I_{geo} = \text{Log}_2 \frac{C_n}{1.5 \times B_n}$$

Où :

C : concentration mesurée pour un élément x,

Log_2 : logarithme de base 2

B : fond géochimique pour un élément n (Annexe 2).

1.5 : facteur de correction du fond géochimique, dont la fonction est de prendre en compte les variations naturelles du fond géochimique causées par des effets lithologiques.

L'indice de géoaccumulation, bien que ne faisant pas intervenir une normalisation des concentrations métalliques par rapport à un élément "immobile", a l'avantage d'être associé à une échelle qualitative de pollution. En effet, Müller (1981) a défini une échelle avec six classes d'indice de géoaccumulation. Cette échelle de l'intensité de pollution est comprise entre 0 (pollution nulle) et 6 (pollution très forte) (tab. 6).

Tableau 6. Classes de la qualité des sédiments définies par l'indice de géo-accumulation (Müller, 1981).

Qualité des sédiments	I_{geo}	Classes de $I_{géo}$
Non pollué	$I_{geo} < 0$	0
Non pollué à modérément pollué	$0 < I_{geo} \leq 1$	1
Modérément pollué	$1 < I_{geo} \leq 2$	2
Modérément pollué-fortement pollué	$2 < I_{geo} \leq 3$	3
Fortement pollué	$3 < I_{geo} \leq 4$	4
Fortement pollué-très fortement pollué	$4 < I_{geo} \leq 5$	5
Très fortement pollué	$I_{geo} > 5$	6

VIII.2.2. Facteur de contamination (CF)

Il est utilisé pour l'évaluation de la contamination d'un seul métal. Cet indice est déterminé selon Min et al. (2013) et Kerolli-Mustapha et al. (2015) par la formule suivante :

$$FC = \frac{C_{sample}^i}{C_{reference}^i}$$

Où :

CF est le facteur de contamination du métal lourd ;

C_{sample}^i est la concentration d'un élément x du métal lourd mesurée dans les sédiments

$C_{reference}^i$ est le Background pour un élément x

Les niveaux de contamination sont classés selon leurs intensités sur une échelle allant de 1 à 6 comme mentionné dans le tableau 7.

Tableau 7. Classes de contamination des sédiments selon la valeur de FC (Hakansan, 1980).

Niveau de contamination	Valeurs de FC
Faiblement pollué	$CF < 1$
Modérément pollué	$1 < CF \leq 3$
Fortement pollué	$3 < CF \leq 6$
Très fortement pollué	$CF > 6$

VIII.2.3. Indice de charge de pollution (PLI)

Cet indice est largement utilisé pour évaluer le niveau de contamination et de pollution dans les sédiments et les sols. Une valeur PLI supérieur à 1 indique la détérioration progressive de la qualité de l'écosystème (Tomlinson et al., 1980).

L'équation utilisée pour calculer PLI a été développée par Tomlinson et al. (1980).

$$PLI = \sqrt[n]{Cf_1 \times Cf_2 \times Cf_3 \times \dots \times Cf_n}$$

Où :

CF : est le facteur de contamination

n : le nombre d'éléments analysés.

Ainsi, Kauskopf et Bird, (1995) ont définies cinq classes d'indice de charge de pollution: pollution nulle (PLI<1), pollution modérée (1<PLI<2), pollution forte (2<PLI<3) et pollution très forte (3<PLI).

Les valeurs faibles de PLI (<1) indiquent l'absence d'effets anthropiques appréciables. Toutefois, la valeur de PLI>1 suggère une pollution anthropique (Tomlinson et al.,1980).

IX. Les analyses statistiques

L'analyse de la Variance à 1 facteur (ANOVA) permet de comparer des moyennes sur plusieurs échantillons. Elle est suivie par un test post hoc de *Newman Keuls* mettant en évidence les différences dans les comparaisons et spécifiant le ou les groupes responsables d'une ou plusieurs différences. Cette analyse de la variance vise à mettre en évidence l'effet des variables étudiées lorsque celles-ci sont significatives aux seuils de 0.1%, 1% et 5%.

La deuxième analyse statistique utilisée vise à étudier les relations existantes entre les propriétés physico-chimiques des sols et les teneurs en éléments traces métalliques. Pour cela, nous avons fait appel à des corrélations linéaires simples basées sur le calcul du coefficient de Pearson. Cette méthode statistique permet d'étudier l'intensité de la liaison qui peut exister entre deux variables. En effet, seules les corrélations significatives ont été retenues.

Les résultats des paramètres étudiés sont illustrés sous forme d'histogrammes. Tous les traitements statistiques ont été effectués à l'aide du logiciel STATISTICA (version 8.0).

I. Compartiment eau

I.1. Paramètres physicochimiques de l'eau

Les résultats des paramètres physicochimiques des échantillons d'eau analysés sont consignés dans le tableau 8, et représentés graphiquement dans la figure (18 a-g). Cependant, l'étude statistique confirmée par l'analyse de la variance a révélé des variations spatiales très significatives pour la totalité des paramètres étudiés (Annexe 3).

Tableau 8. Résultats des paramètres physico-chimiques des eaux analysées.

Paramètres	Site1	Site2	Site3
pH	7.57±0.11 ^a	8.17±0.21 ^b	7.77±0.15 ^a
OD (mg.L ⁻¹)	5.34±0.03 ^a	1.79±0.02 ^b	4.75±0.57 ^a
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	3.91±0.03 ^a	25.65±0.10 ^c	12.40±0.27 ^b
MES (mg.L ⁻¹)	12.76±0.04 ^a	36.80±0.01 ^c	25.41±0.61 ^b
NH ₃ ⁺ (mg/l)	0.89±0.03 ^a	7.53±0.02 ^c	5.45±0.17 ^b
NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	30.53±2.41 ^a	69.5±0.52 ^c	42.8±0.55 ^b
NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	0.096±0.006 ^a	0.342±0.003 ^c	0.18±0.01 ^b

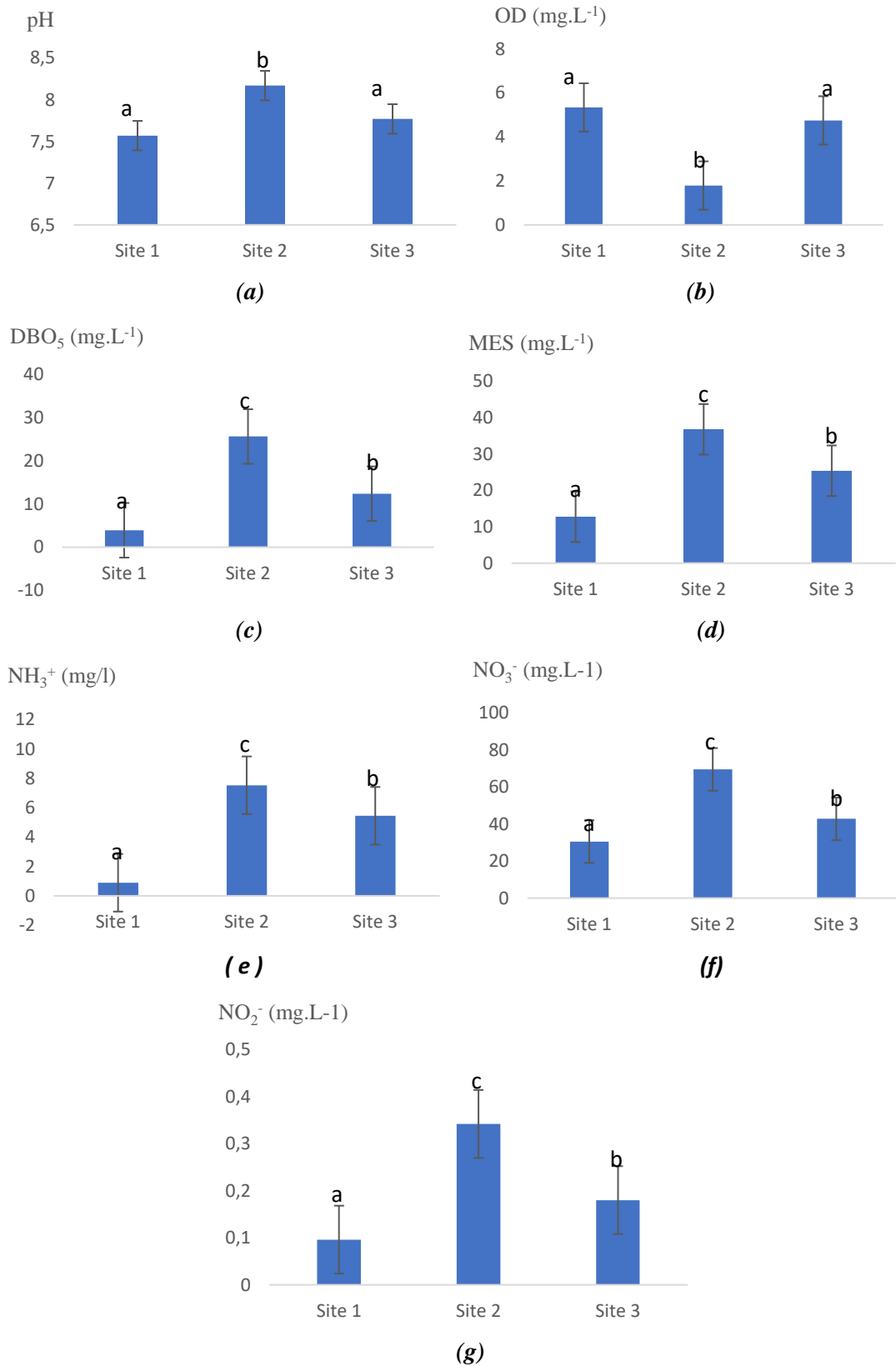
I.1.1. Le potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH affecte les processus biologiques et chimiques des systèmes aquatiques après captage (Chatanga et al., 2019). La valeur du pH la plus faible (7,57) est enregistrée au niveau du site S1, tandis que la valeur la plus élevée (8.17) est enregistrée au niveau du site S2 (tableau 8). Dans la plupart des cas, les échantillons collectés en aval de l'oued ont un pH inférieur à ceux collectés en amont (Melnyk et al., 2014). L'alcalinité de l'eau de l'Oued Amsal, exposé aux effluents de la décharge, est due aux effets de la migration du lixiviat à la surface de l'eau en provenance de la décharge actuellement exploitée. D'après Bhouyan (1979) et Mahmood et al. (1992), les déchets industriels et les déchets municipaux peuvent affecter significativement le pH de l'eau sur les sites de la décharge.

I.1.2. L'oxygène dissous (OD)

Les données sur l'oxygène dissous sont importantes pour la détermination des critères de la qualité de l'eau des systèmes aquatiques. Dans les systèmes qui présentent des taux d'oxygène et de décompositions organique élevées, les valeurs de l'oxygène dissous restent généralement inférieures à ceux des systèmes dont la photosynthèse est élevée (Tripathi et al., 1991). Comme montré dans le tableau 8, le site S2 située à proximité de la décharge, représente la valeur minimale de 1.79 mg L⁻¹, alors que la valeur maximale de 5.34 mgL⁻¹ est enregistrée au niveau au site S1. La décomposition

microbienne accrue d'une grande quantité de matière organique au niveau du site S2 a également causé un épuisement de l'oxygène dissous.



Figures 18. Variations spatiales des paramètres physicochimiques de l'eau : pH (a), OD (b), DBO₅ (c), SS (d), NH₃⁺ (e), NO₃⁻ (f) ; NO₂⁻ (g).

I.1.3. L'ammoniac (NH₃)

La valeur minimale de NH₃ (0.89) est enregistrée au niveau du site S1 tandis que la valeur maximale (7.53) est enregistrée au niveau du site S2 (tab. 8) (Fig.18e).

L'augmentation de NH₃ dans l'eau indique l'existence de quantités importantes de polluants en provenance de lixiviat de décharge aussi bien que de la décomposition des matières organiques. Selon [Fang et al. \(2012\)](#), l'ammoniac est l'une des substances odorantes émient des sites des décharges. En outre, la décomposition des protéines peut être responsable de la libération de l'ammoniac des déchets solides ([De et al., 2016](#)). D'après [Gupta et al. \(2015\)](#), l'augmentation de la demande en oxygène et l'eutrophisation des ressources aquatiques sont la conséquence notable de la pollution azotée par l'ammoniac.

I.1.4. Les matières en suspension (MES)

Les MES se résument dans les boues, le sable fin, et les microorganismes causés par l'érosion des sols et sont transportés dans le plan d'eau ([Effendi, 2003](#)).

Autrement dit les matières en suspension comprennent toutes les matières minérales ou organiques qui ne se solubilisent pas dans l'eau. Leur composition varie notamment selon les saisons et le régime d'écoulement des eaux ([Devillers et al., 2005](#)).

La valeur maximale de 36.80mgL⁻¹ est mesurée au niveau du site S2, suivie du site S3 avec la valeur de 25.41 mgL⁻¹ et 12.76 mgL⁻¹ dans le site S1 (tab. 8) et (fig. 18a).

La localisation des échantillons analysés peut être le facteur responsable des valeurs élevées enregistrées au niveau du site S2 exposée aux effluents de la décharge. En effet la présence de MES peut entraîner une turbidité de l'eau, réduire la photosynthèse du phytoplancton et baisse la productivité de l'eau ([Nartay et al., 2012](#)). De telles conditions peuvent réduire l'apport d'oxygène dissous dans les plans d'eau ([Effendi, 2003](#)).

I.1.5. La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La demande biochimique en oxygène est la quantité d'oxygène utilisée par les microbes pour décomposer les matières à base de carbone dans l'eau au cours d'une période de cinq jours ([ALPHA, 2005](#)). Les valeurs minimales de la DBO₅ ont été observées au niveau des parties supérieures et inférieures de l'Oued Amsal, c'est-à-dire au niveau des deux sites S1et S3 avec les valeurs de 3.91 mgL⁻¹ et 12.40 mgL⁻¹ respectivement. Cependant, la valeur la plus élevée de DBO₅ (25.65mgL⁻¹) est enregistrée au niveau du site S2 suggérant que ce site est riche en matières organiques rejetées dans l'Oued contenues dans le lixiviat de la décharge.

Prasanna et Ranjan, (2010) et Michra et al. (2014) ont signalés que la DBO₅ est fortement liée au contenu de l'eau en matière organique.

I.1.6. Nitrates (NO₃⁻) et nitrites (NO₂⁻)

En se référant au tableau 8 et à la figure (18_f), on constate que la valeur la plus élevée (69.50mgL⁻¹) de NO₃ est enregistrée au niveau du site S2 suivie du site S3 avec une valeur de 42.8 mgL⁻¹. La valeur minimale de 30.53mgL⁻¹ est enregistrée au niveau du site S1.

Pour les nitrites, la valeur la plus élevée de 0.342 mgL⁻¹ est enregistrée au niveau du site S2 suivie des deux sites S3 et S1 avec respectivement les valeurs de 0.18 et 0.096 mgL⁻¹ (tab. 8) et (fig. 18_g).

Dans la zone d'étude, les valeurs maximales des nitrates et nitrites enregistrées au niveau de du site S2 peuvent être dus au lixiviat en provenance directement de la décharge, indiquant que le site étudié est exposé aux risques d'une pollution aux nitrates et nitrites.

Robinson, (1995) et Kjeldsen et al. (2002) dans leurs études sur les lixiviats de certaines décharges ont montré que l'azote représente les taux les plus élevés et constitue ainsi un des polluants les plus dominants.

I.2. Indice de pollution des eaux de surface (RPI)

En se basant sur le tableau 5, l'eau est considérée comme non polluée pour des valeurs de RPI inférieurs à 2, présente une pollution négligeable si les valeurs du RPI sont comprises entre 2 et 3, modérément polluée si les valeurs sont supérieures à 3 et inférieurs à 6 et gravement polluée si la valeur de RPI dépasse 6.

Selon les résultats du tableau 9, l'eau de l'Oued Amsal est classée comme fortement polluée pour le site S2, moyennement polluée pour le site s3 et faiblement polluée pour le site S1. En effet, les effluents de décharge rejetés dans l'Oued constituent la source essentielle de la pollution d'origine organique des eaux de ce cours d'eau.

Tableau 9. Résultats de l'indice de pollution des eaux de surface (RPI) des sites étudiés

	Site 1	Site 2	Site 3
RPI	2.5 faiblement pollué	8.25 fortement pollué	5.5 moyennement pollué

I.3. Paramètres microbiologiques de l'eau

Les résultats des indicateurs microbiologiques des eaux de l'Oued Amsal (coliformes totaux, coliformes fécaux, *Escherichia Coli*, streptocoques totaux et streptocoques fécaux) sont récapitulés dans le tableau 10 et représentés graphiquement par la figure (19).

Tableau 10. Fluctuations spatiales des paramètres microbiologiques des eaux des sites étudiés

	Site 1	Site 2	Site 3
Coliformes totaux (/100ml)	460	1400	780
Coliformes fécaux (/100ml)	460	1400	780
<i>Escherichia. Coli</i>	+	+	+
Streptocoques totaux (/100ml)	23	276	33
Streptocoques fécaux (/100ml)	23	276	33

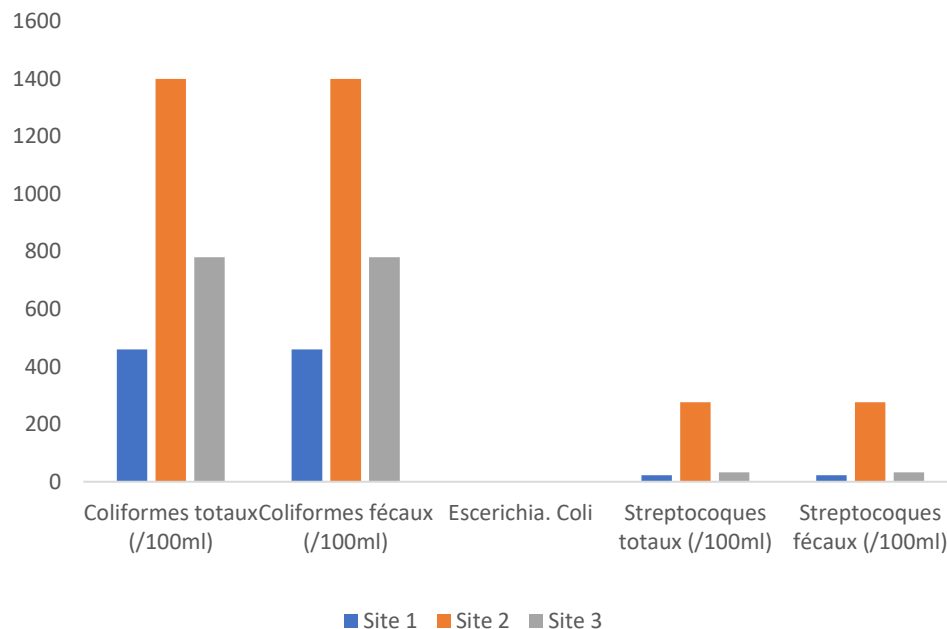


Figure 19. Variations spatiales des : Coliformes totaux, coliformes fécaux, *Escherichia. Coli* (EC), streptocoques totaux (ST) et streptocoques fécaux (SF) des trois sites étudiés.

I.3.1. Les coliformes totaux

Les coliformes totaux sont utilisés depuis très longtemps comme indicateurs de la qualité microbienne de l'eau, leur présence en nombre élevé est un signal d'alarme qui démontre une détérioration de la qualité de l'eau (Archibald, 2000).

L'analyse microbiologique de l'eau des trois sites étudiés montre que le nombre des coliformes totaux varient entre une valeur maximale de l'ordre de 1400/100ml au niveau du site S2 et une valeur

minimale de l'ordre de 460/100ml au niveau du site S1. La consultation de la grille de qualité globale des eaux superficielles ([Annexe 2](#)), révèle que les eaux de l'Oued Amsal sont de bonne qualité.

I.3.2. Les coliformes fécaux

La présence de coliformes fécaux dans les eaux naturelles est la preuve que ces eaux ont subi une contamination par les matières fécales ([Ramade, 2002](#)).

D'après les résultats du tableau 10, l'analyse microbiologique de l'eau des trois sites montre que le nombre des coliformes fécaux dans l'Oued Amsal varie entre un minimum de 460/100ml dans le premier site et un maximum de 1400/100 ml dans le deuxième site.

Cependant la grille de qualité des eaux superficielles montre que l'eau de l'Oued Amsal est classée dans la classe verte, c'est-à-dire une eau de bonne qualité.

I.3.3. *Escherichia coli*

La principale bactérie coliforme spécifiquement d'origine fécale est *l'Escherichia coli*. La présence d'*Escherichia coli* indique que l'eau dans laquelle elle est mise en évidence a été souillée par des matières fécales ([Savary, 2003](#)).

Après une incubation à une température de 44°C, les résultats montrent que *l'Escherichia coli* est présente dans tous les prélèvements effectués le long de l'Oued Amsal. Nous rappelons que la détection d'*Escherichia Coli* dans l'eau confirme la présence d'autres germes et virus.

I.3.4. Les streptocoques fécaux

Les streptocoques fécaux sont des germes de test de contamination fécale particulièrement intéressant pour identifier des contaminations anciennes, ou une infection insuffisante de l'eau ([Savary, 2003](#)).

D'après les résultats obtenus, le nombre des streptocoques fécaux varie entre une valeur minimale de l'ordre de 23/100 ml au niveau du site S1 et une valeur maximale de l'ordre de 276/100ml au niveau du site S2. Les eaux de l'Oued restent donc de bonne qualité selon la grille de qualité des eaux superficielles.

I.4. Détermination de l'origine de la contamination fécale

Selon [Borrego et Roméo \(1982\)](#), l'origine de la contamination fécale est déterminée par le rapport quantitatif R : CF/SF. Selon les critères définis dans le tableau 11.

Tableau 11. Origine de la contamination fécale des eaux (Borrego et Roméo, 1982).

CF/SF	Nature de la contamination
0	Absence de contamination
$0 < CF/SF < 0.7$	Contamination d'origine animale
$0.7 < CF/SF < 1$	Mixte à prédominance animale
$1 < CF/SF < 2$	Contamination d'origine incertaine
$2 < CF/SF < 4$	Mixte à prédominance humaine
$CF/SF > 4$	Contamination d'origine humaine

L'application de ce rapport aux résultats obtenus montre que la contamination des eaux de l'Oued Amsal par des matières fécales est d'origine strictement humaine (tab.13), due probablement aux systèmes d'évacuation des eaux ménagères et domestiques sous formes de fosses septiques.

Tableau 12. Source de contamination fécale des eaux de la zone d'étude..

	Site 1	Site 2	Site 3
R : CF/SF	20.00	5.07	23.63
Nature de contamination	Strictement humaine	Strictement humaine	Strictement humaine

II. Compartiment sédiments

II.I. Concentrations des métaux lourds dans les sédiments

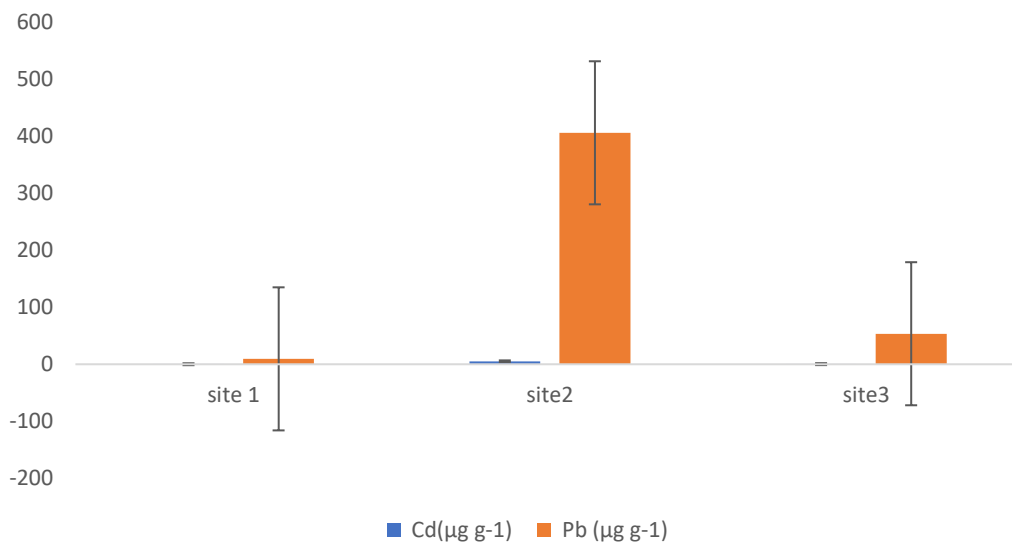
Les éléments traces métalliques ont tendance à se concentrer au cours du temps dans le compartiment sédimentaire que dans le compartiment eau, raison pour laquelle de nombreux pays dans le monde et dans la méditerranée en particulier, s'intéresse au suivi de la contamination par les ETM qui se fait notamment sur les sédiments. En fait, ils permettent de déceler les pollutions récentes.

Selon Thomas et Meybeck (1992), les sédiments sont considérés contaminés une fois leurs concentrations en ETM dépassent le niveau seuil des teneurs de référence.

Les concentrations en plomb et cadmium des échantillons de sédiments sont consignées dans le tableau 13 et représentées graphiquement par la figure 20. Cependant, l'étude statistique confirmée par l'analyse de la variance a révélé des variations spatiales très significatives pour la totalité des paramètres étudiés (Annexe 4).

Tableau 13. Concentrations en métaux Cd et Pb ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) des sédiments

Sites	Cd ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Pb ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Références
Site 1	0.02±0.004 ^a	9.43±0.61 ^a	
Site 2	5.10±0.22 ^b	405.6±21.6 ^c	
Site 3	0.16±0.05 ^a	53.5±5.20 ^b	
Moyenne (zone d'étude)	1.76	156.20	
Meghna River	0.23	9.47	Hassan et al (2015)
Turag River	0.28	32.78	Banu et al. (2013)
Korotoa River	1.20	58.0	Islam et al. (2015)
Boriganga River	5.30	476.50	Mohiuddin et al. (2011)
Upper Spokane River	6.90	390.0	Grosbois et al, 2001
Background	0.2	13	Krauskopt and Bird (1995)
SQGs			(MacDonald <i>et al.</i> , 2000)
TEC	0.99	35.8	
PEC	4.98	128	

**Figure 20.** Variations spatiales des concentrations en Cd et Pb des sédiments.

Il s'est avéré que le cadmium et le métal qui présente les concentrations les plus faibles au niveau des sites étudiés ce qui concorde avec les résultats de [Seshan et al. \(2010\)](#) et [Azizi et al. \(2019\)](#).

Le test ANOVA à un seul facteur a montré des différences significatives entre les différents sites étudiés ($p < 0.005$) (tab.13) pour les concentrations en métaux. Le site S2 présente les concentrations les plus élevées en métaux, en provenance probablement de lixiviats de décharge dans l'Oued, il est considéré donc comme un point chaud.

Les valeurs moyennes minimales du Cd et Pb sont observées au niveau du site S1, ce qui peut s'expliquer par la situation de ce dernier, localisé en amont de l'Oued, avant d'arriver à la décharge, par rapport aux deux autres sites S2 et S3, localisés respectivement au niveau de la décharge et après cette dernière.

En effet, la détection du plomb dans l'eau et par conséquent dans les sédiments est probablement due à la présence sur le lieu des rejets de batteries, plastiques et caoutchouc, les huiles de moteurs usagés et aux appareils électroniques, tels que les télévisions et les calculatrices (WHO 2004), dont les lixiviats peuvent se retrouver dans l'Oued.

Cependant, les fortes concentrations observées au niveau du site S2 peuvent être dû aux rejets de contaminants contenant des batteries en nickel et cadmium, utilisées dans les activités domestiques et urbaines, et qui représentent 50% du Cd des déchets solides (Segura-Munos et al., 2004).

Par ailleurs, la comparaison des concentrations en Pb et en Cd obtenues dans la zone d'étude avec celles citées dans la littérature (tab. 13), révèle que les valeurs obtenues sont plus élevées que celles enregistrées dans certains Oueds (Banu et al., 2013 ; Hassan et al., 2015 et Islam et al., 2015), mais moins élevées que celles détectés dans d'autres cours d'eaux (Grosbois et al., 2001 et Mohiuddin et al., 2011).

II.2. Evaluations de la contamination des sédiments

Pour évaluer l'impact des éléments traces métalliques sur les sédiments de l'Oued Amsal, les résultats obtenus ont été comparés au background défini par Krauskopt et Bird (1995) ainsi qu'aux lignes directrices sur la qualité des sédiments (SQG_s: sediment quality guidelines) (MacDonald et al. 2000).

Deux valeurs consensuelles ont été rapportées pour chaque contaminant potentiel :

- 1- **TCE** (the threshold effect concentration) : qui présente la concentration au-dessus de laquelle les effets nocifs sont peu probable d'être observés
- 2- **PEC** (the probable effect concentrations) qui présente la concentration au-dessous de laquelle les effets nocifs apparaissent (Ahdy et khaled, 2009).

D'après les résultats du tableau 12, les concentrations moyennes en métaux de l'Oued Amsal sont supérieures au background et au TCE (the threshold effect concentration), ce qui suggère que les effets biologiques indésirables peuvent occasionnellement être observés.

En outre, les concentrations moyennes en Pb pour la totalité des échantillons de sédiment dépassent le PEC (the probable effect concentrations), ce qui implique l'observation fréquente des effets biologiques indésirables.

II.3. Evaluation de la contamination métallique des sédiments

Dans l'Oued Amsal, la valeur calculée de I_{geo} (tableau 15) indique que dans le cas de Pb, la qualité des sédiments vari de non pollués ($I_{geo} < 0$) au niveau du site S1 (-1.68), non pollués à

moyennement pollués ($0 < I_{geo} \leq 1$) dans le site S3 (0.85) et fortement pollué ($3 < I_{geo} \leq 4$) au niveau du site S2 (3.75).

Tableau 14. Résultats de l'Indice de géo-accumulation (I_{geo}), Facteur de contamination (FC) et Indice de charge de la pollution (PLI) des trois sites étudiés.

Sites	I_{geo}		PLI	FC	
	Pb	Cd		Pb	Cd
Site 1	-1.68	-5.11	0.19	0.46	0.08
Site 2	3.75	3.50	18.50	20.14	17.02
Site 3	0.85	-1.52	1.20	2.67	0.54
moyenne	0.97	-1.04	6.63	7.75	5.88

Pour le cadmium, les valeurs I_{geo} inférieures à 0 au niveau des deux sites S1 et S3 indiquent que ces sites ne reflètent aucune contamination par ce métal. Par ailleurs, la valeur d' I_{geo} (3.50) enregistrée dans le site S2, indique que ce dernier est fortement pollué par le cadmium. D'après ces résultats, l'ordre d'importance des I_{geo} est le suivant : $I_{geo} Pb > I_{geo} Cd$.

Deux autres indices peuvent être utilisés, à savoir CF et PLI, pour l'évaluation de la contamination métallique (Vural, 2015).

Les résultats de calcul du facteur de contamination pour les trois sites de prélèvements sont donnés dans le tableau 14. L'ordre d'importance des FC suit la séquence : $FC_{Pb} > FC_{Cd}$. La valeur la plus élevée est de 20.14 pour le Pb enregistrée au niveau du site S2, caractérisé par une très forte contamination. Les deux autres sites S1 et S3 sont caractérisés par une contamination faible à moyenne avec des valeurs de CF de 0.46 et 2.67 respectivement.

Pour le cadmium, la valeur de CF la plus élevée 17.02 calculée au niveau du site S2 indique que ce dernier est sous l'effet d'une très forte contamination par ce métal. Par ailleurs, les faibles valeurs (<1) enregistrées dans les deux sites S1 et S3 confirme une faible contamination cadmique.

La valeur de PLI des trois sites de prélèvements est en moyenne égale à 6,63 avec un maximum (18,50) enregistré au niveau du site S2 et un minimum (0,19) enregistré au niveau du site S1.

En se basant sur la classification établie pour cet indice, on peut classer l'Oued Amsal comme : non pollué ($PLI < 1$) au niveau du site S1, moyennement pollué ($1 < PLI < 2$) au niveau du site S3 et fortement pollué ($PLI > 3$) au niveau du site S2 situé à proximité de la décharge.

III. Compartiment sol

III.1. Résultats des paramètres physico-chimiques

Les différents résultats obtenus à partir des analyses physico-chimiques des sols sont représentés par leurs éléments statistiques dans le tableau 15.

Tableau 15. Résultats des paramètres physico-chimiques et des ETM des sols étudiés.

Paramètres	Moyenne	Intervalle de confiance (95%)	Minimum	Maximum	Ecart type
pH	7.76	7.68-7.84	7.65	7.87	0.07
CE (mS.cm ⁻¹)	0.43	0.38-0.47	0.37	0.49	0.042
MO %	4.23	3.98-4.47	3.89	4.45	0.23
CEC (cmol ⁺ .kg ⁻¹)	333.6	327-339	324	341	6.06
Argile (%)	43.40	40.66-46.14	39.95	47.30	2.61
Limon (%)	28.20	25.57-30.82	24.9	31.20	2.49
Sable (%)	28.40	26.16-30.63	26.30	31.90	2.13
Cd (µg.g ⁻¹)	3.09	2.77-3.40	2.70	3.54	0.30
Pb (µg.g ⁻¹)	58.90	54.80-62.96	53.80	63.70	3.89

III.1.1. Le pH

Le pH des sols présente des valeurs qui varient entre un minimum de 7.65 et un maximum de 7.87 avec une moyenne de 7.76 et un écart-type de 0.07.

Le pH est un élément de grande importance car il contrôle la mobilité des métaux lourds dans le sol. D'une façon générale, et selon l'échelle de classification du pH du sol préposée par [Le Clech \(2000\)](#) (Annexe 2), les sols de notre zone d'étude sont caractérisés par des pH basiques. Ceci, était corroboré par [Uba et al. \(2008\)](#) et [Obasi et al. \(2012\)](#) qui ont signalés des pH basiques dans leurs études menées sur les sols de certaines décharges. En effet, cette basicité est due à l'abondance des métaux alcalino-terreux, des matériaux calcaires et une grande activité de microorganismes du sol au niveau des déchets municipaux.

III.1.2. La conductivité électrique (CE)

Selon les résultats du tableau 15, la valeur minimale de CE est de 0.37 mS.cm⁻¹ alors que la valeur maximale est de 0.49 mS.cm⁻¹. La moyenne étant de 0.43mS.cm⁻¹ et l'écart-type de 0.042.

D'après la classification de [Richards \(1954\)](#), les valeurs de la CE obtenues dans notre zone d'étude témoignent d'une faible salinité des sols étudiés. De telles valeurs, indiquent la présence de sels solubles qui peuvent être associés à l'élimination des déchets métalliques de la décharge ([Agbeshie et al., 2020](#)).

III.1.3. La matière organique (MO %)

D'après le tableau 15, la teneur moyenne de la matière organique est de 4.23%, avec un maximum de 4.45%, un minimum de 3.89% et un écart-type de 0.23. Selon la classification établie par [Enwezor et al.\(1998\)](#), ces valeurs restent élevées, et nos sols sont considérés comme riches en matière organique d'après [Baize \(2000\)](#). Selon [Amos-Tautua et al. \(2014\)](#), cette richesse en matière organique dans le site de la décharge peut s'expliquer par la présence des déchets organiques en cours de décomposition.

III.1.4. La capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique est un paramètre global, qui représente la quantité maximale de cations de toutes sortes qu'un poids déterminé du sol est capable de retenir ou, autrement dit, le total des charges négatives du sol disponibles pour la fixation de cations métalliques ou d'ions H^+ ([Tremel-Schaub et Feix, 2005](#)).

La CEC varie entre une valeur minimale de $324 \text{ cmol}^+.\text{kg}^{-1}$ et une valeur maximale de $341 \text{ cmol}^+.\text{kg}^{-1}$. La valeur moyenne de la CEC est de $333.6 \text{ cmol}^+.\text{kg}^{-1}$ avec un écart-type de 6.06 (tab. 15). Les valeurs de la CEC sont relativement élevées ce qui reflète probablement la texture argileuse du sol, sa teneur en matière organique ainsi les teneurs relativement plus faibles en sable. Selon [Olorunfemi et al. \(2020\)](#), des valeurs élevées de la CEC ont été trouvées dans des sols forestiers au Nigeria refermant des taux élevés en matière organique et en argiles.

III.1.5. L'analyse granulométrique

Les résultats de l'analyse granulométrique déterminés pour les sols de la zone d'étude étudiés sont répertoriés dans le tableau 15.

Pour la fraction fine, le taux d'argile varie entre un minimum de 39.95%, un maximum de 47.30% avec une moyenne de 43.40% et un écart-type de 2.61. Pour les limons (fins et grossiers), l'analyse révèle un minimum de 24,9% et un maximum de 31.20% avec une moyenne de 28.20% et un écart-type de 2.49. Pour les sables (fins et grossiers), le taux s'échelonne entre minimum de 26.30% et un maximum de 31.90% avec une moyenne de 28.40 et un écart-type de 2.13.

D'une manière générale, il apparaît que l'argile constitue la fraction granulométrique la plus importante avec un taux de 43.40%, suivi de sable avec un taux de 28.40% et enfin les limons avec le taux de 28.20%.

La projection des fractions granulométriques moyennes sur le triangle textural proposé par le Ministère de l'Agriculture des Etats Unis (USDA) ([Bonneau et Souchier, 1976](#)) ([Annexe 2](#)) montre que les sols étudiés ont une texture argileuse.

En effet, le taux élevé en argile peut s'expliquer par la présence de la matière organique, qui favorise la sédimentation des particules fines au moment des inondations (Braskerud, 2001). Ces composés organiques s'associent facilement avec les particules fines des sols et en particulier avec les argiles (Mustin, 1987).

III.2. Teneurs métalliques des sols en Cd et Pb

Les résultats des teneurs totales en cadmium et plomb sont récapitulés dans le tableau 15.

III-2-1- Le cadmium

D'après le tableau 15, les teneurs des sols en cadmium varient entre un minimum de 2.70 $\mu\text{g.g}^{-1}$ et un maximum de 3.54 $\mu\text{g.g}^{-1}$ avec une moyenne de 3.0970 $\mu\text{g.g}^{-1}$ et un écart-type de 0.30.

Cette concentration moyenne en Cd obtenue dans les sols de la décharge dépasse largement la valeur seuil en ce métal définie par Kabata-Pendias (2011) (tab. 16). La même situation a été confirmée par Adjia et al. (2008) dans les sols de certains sites localisés autour de la décharge de Ngaoundéré.

Tableau 16. Concentrations moyennes en Cd et en Pb ($\mu\text{g.g}^{-1}$) dans le sol, comparées aux valeurs seuils (Kabata-Pendias, 2011).

	Cd	Pb
	3.09	58.9
Valeurs seuils ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	0.41	27

D'autre part, les résultats du tableau 17, illustrant les différentes corrélations possibles entre le cadmium et les paramètres physicochimiques du sol, montrent l'existence d'une liaison positive est hautement significative entre le cadmium et l'argile ($r= 0.99$; $p<0.001$). Selon Baize, (1997), les teneurs en cadmium augmentent avec la fraction fine du sol, celle-ci joue un rôle important dans le processus d'adsorption du cadmium. L'importance de cette fraction dans ce processus est due aux propriétés colloïdales qu'elle possède. Selon Alloway, (1990) et Kabata-Pendias et Pendias, (1992), les micropolluants tels que le cadmium se fixent préférentiellement sur les particules fines et sont corrélés avec cette fraction.

Tableau 17. Corrélations entre le Cd, le Pb et les paramètres physicochimiques du sol.

	pH	MO	CE	CEC	Argile	Limon	Sable
Cd-T	0.10 ns	-0.23 ns	0.02 ns	-0.42 ns	0.99 ***	0.20 ns	0.29 ns
Pb-T	0.31 ns	0.88*	0.39 ns	0.64 ns	0.01 ns	0.35 ns	0.02 ns

*P < 0.05; **P < 0.01; ***P < 0.001; ns : non-significative

III-2-2- Le plomb

D'après les résultats du tableau 15, les teneurs totales en plomb des sols analysés varient entre un minimum de $53.80 \mu\text{g.g}^{-1}$ et un maximum de $63.70 \mu\text{g.g}^{-1}$ avec une moyenne de $58.90 \mu\text{g.g}^{-1}$ et un écart-type de 3.89. Cette valeur moyenne en Pb reste toujours au-dessus de la valeur seuil établie par [Kabata-Pendias, \(2011\)](#) (tab. 16).

Cependant, l'étude des corrélations entre le plomb et les paramètres physicochimiques du sol, montre l'existence d'une liaison positive et significative entre ce métal et la matière organique du sol ($r=0.88$; $p<0.05$). En effet, la matière organique joue un rôle important dans la mobilité des métaux lourds dans le sol ([Baize, 2000](#)). Il existe une grande liaison entre le taux de matière organique et la teneur totale d'éléments traces métallique qu'un sol peut contenir, puisque ces ETM sont absorbés par la matière organique ce qui réduit leur mobilité vers les plantes et la nappe phréatique.

Selon [Ben Achiba et al. \(2009\)](#), la richesse d'un sol en matière organique favorise la fixation des métaux lourds par la formation des complexes organométalliques insolubles. [Juste, \(1995\)](#) a montré que l'argile et surtout la matière organique représentent les phases d'adsorption dominantes. Cela signifie que ces deux fractions vont permettre une plus grande rétention du plomb dans le sol.

D'après [Bur, \(2008\)](#), la liaison entre le plomb et la matière organique est un indice d'une contamination d'origine anthropique. Cela signifie, que la présence de la matière organique par le biais de la litière contribue à l'augmentation des teneurs en plomb dans le sol.

III.3. Indice de pollution (IP)

L'indice de pollution (IP), par [Lacatusu, \(1998\)](#), est un critère permettant d'évaluer la toxicité d'un sol. Il permet d'identifier une contamination de type polymétallique dans les échantillons ([Chon et al., 1998](#)). Cet indice est calculé par le rapport des concentrations des métaux dans le sol sur la base de valeurs ajustées correspondant aux niveaux tolérables des concentrations en métaux dans le sol.

$$IP = (Cd/3 + Pb/100)$$

Sachant qu'un IP supérieur à 1 correspond à un sol pollué.

$$IP = (3.09/3 + 58.9/100) = 1.62 > 1$$

Le calcul de cet indice montre que nos sols sont fortement contaminés par les deux métaux. Si ces derniers peuvent être transférés vers la végétation spontanée qui colonise le sol, cette situation peut avoir des effets néfastes sur la santé des populations et des animaux qui vivent dans et aux alentours de la décharge.

III.4. Evaluation de la contamination métallique des sols

Les résultats des différents indices calculés pour estimer l'état des sols de la décharge municipale de Ziama Mensouriah sont représentés dans le tableau 18.

Tableau 18. Indices de Géoaccumulation (I_{geo}), facteur de contamination (FC) et indice de charge polluante (PLI) des métaux étudiés dans les sols de la zone d'étude.

Sites	I_{geo}		PLI	FC	
	Cd	Pb		Cd	Pb
S1	2.72	1.03	16.32	9.33	3.06
S2	2.95	0.99	19.10	11.06	2.98
S3	2.69	1.01	16.75	9.66	3.01
S4	2.97	0.84	19.75	11.80	2.69
S5	2.58	0.60	14.84	9.00	2.73
S6	2.78	1.08	18.42	10.33	1.08
Moyenne	2.78	0.93	17.53	10.20	2.59

Dans les échantillons analysés, les valeurs calculées de I_{geo} indiquent pour le Pb que les sols sont moyennement pollués ($0 < I_{geo} \leq 1$) à modérément pollués ($1 < I_{geo} \leq 2$). Tandis que pour le Cd, les sols sont modérément à fortement pollués ($2 < I_{geo} \leq 3$) (tab. 19). D'après ces résultats, l'enrichissement par le Cd est beaucoup plus perceptible que celui par le Pb, l'ordre d'importance des I_{geo} est le suivant : $I_{geo} \text{ Cd} > I_{geo} \text{ Pb}$.

D'après la classification de [Kauskopf et Bird, \(1995\) \(Annexe 2\)](#), les résultats de PLI révèlent que les sols étudiés sont fortement pollués par le Cd et le Pb, ce qui indique l'intervention d'une pollution anthropique attribuée à l'impact de la décharge.

Les résultats du tableau 18 font ressortir que l'importance des FC des deux éléments (Cd et Pb) pour les échantillons étudiés suit la séquence suivante : $FC_{Cd} > FC_{Pb}$. Pour le Cd, les valeurs de CF sont toutes supérieures à 6, ce qui signifie que les sols sont très fortement pollués. Pour le plomb, ces valeurs sont pour la majorité comprises entre 1 et 3 avec une moyenne de 2.59., indiquant une situation modérément polluée.

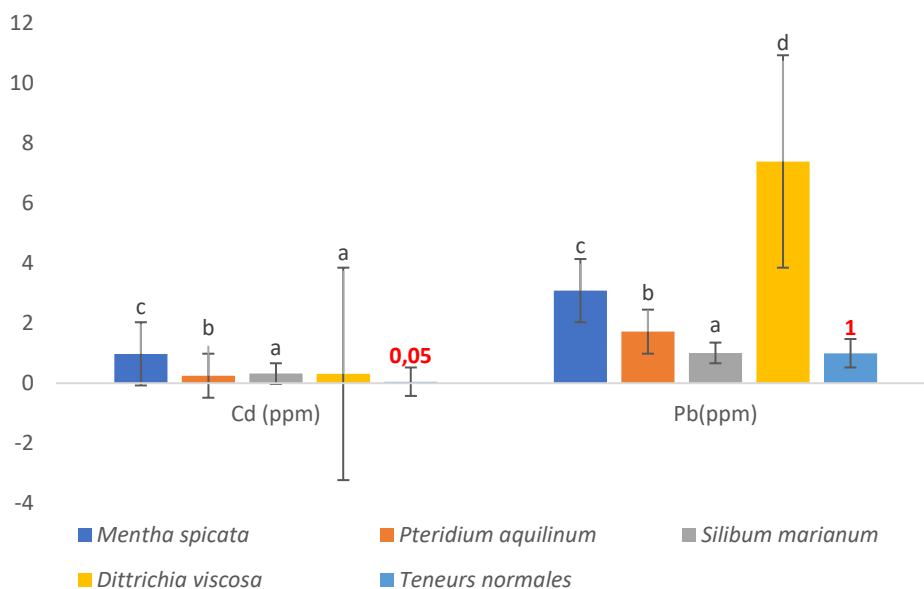
IV. Compartiment végétation spontanée

IV.1. Le cadmium et le plomb dans les échantillons de plantes

Les résultats des teneurs en Cd et Pb dans les échantillons de plantes étudiées sont consignés dans le tableau 19 et représentés graphiquement dans la figure (21). Cependant, l'étude statistique confirmée par l'analyse de la variance a révélé des variations interspécifiques très significatives entre les espèces végétales étudiées ([Annexe 5](#)).

Tableau 19. Concentrations moyennes en Cd et en Pb ($\mu\text{g.g}^{-1}$) dans les espèces végétales étudiées.

Espèces	Cd	Pb
<i>Mentha spicata</i>	0.98 ± 0.02^c	3.09 ± 0.22^c
<i>Pteridium aquilinum</i>	0.25 ± 0.08^b	1.72 ± 0.23^b
<i>Silybum marianum</i>	0.32 ± 0.02^a	1.01 ± 0.05^a
<i>Dittrichia viscosa</i>	0.31 ± 0.10^a	7.40 ± 0.36^d
Teneurs normales (Prasad et al., 2003)	0.05	1.0

**Figure 21.** Variations des teneurs en Cd et en Pb des espèces végétales étudiées.

IV.1.1. Le cadmium

L'étude du tableau 19 révèle que les concentrations moyennes en cadmium détectées dans les parties aériennes des quatre espèces étudiées sont supérieures à la valeur limite tolérée ($0.05\mu\text{g.g}^{-1}$) proposée Prasad et al. (2003).

En effet, les teneurs en Cd détectées dans les parties aériennes des quatre espèces étudiées sont probablement dues, sans doute, au processus de translocation radiculaire. Ceci rejoint les observations de Alloway, (1995) qui a montré que la répartition du cadmium dans la plante est hétérogène et que l'organe cible privilégié est la feuille.

Par ailleurs, l'étude de la figure (21) révèle que le pouvoir d'accumulation du cadmium diffère d'une espèce à l'autre, il suit la séquence des concentrations suivantes : [*Mentha spicata*] >> [*Silybum marianum*] \approx [*Dittrichia viscosa*] > [*Pteridium aquilinum*].

IV.1.2. Le plomb

Pour le plomb, l'étude du tableau 19 montre que les concentrations moyennes détectées dans les parties aériennes des quatre espèces étudiées sont supérieures à la valeur limite tolérée ($1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) proposée par Prasad et al. (2003).

Ainsi, le pouvoir accumulateur du plomb des quatre espèces étudiées suit la séquence des concentrations suivantes : [*Dittrichia viscosa*] >> [*Mentha spicata*] > [*Pteridium aquilinum*] > [*Silybum marianum*].

IV.2. Transfert sol-plantes

IV.2.1. Coefficient d'enrichissement (CE)

Le coefficient d'enrichissement (CE) traduit le transfert des métaux lourds du sol vers la plante. Il désigne le ratio entre la concentration d'un composé donné dans les tissus d'un organisme et de sa concentration dans l'environnement qui l'entoure. Il se calcule selon la formule suivante :

$$CT = [C]_{\text{plante}} / [C]_{\text{sol}}$$

Les coefficients d'enrichissements calculés pour le Cd et le Pb des espèces végétales étudiées sont répertoriés dans le tableau (20), et représentés graphiquement par la figure (22).

Tableau 20. Coefficients d'enrichissements des métaux (Cd et Pb) des espèces végétales étudiées.

	<i>Mentha spicata</i>	<i>Pteridium aquilinum</i>	<i>Silybum marianum</i>	<i>Dittrichia viscosa</i>
Cd-CE	0.31	0.08	0.11	0.10
Pb-CE	0.05	0.03	0.017	0.12

La figure (22) reflète que les valeurs du coefficient d'enrichissement des deux métaux (Cd et Pb) varient d'une espèce à l'autre. Pour le Cd, la valeur la plus élevée (0.31) est détectée chez *Mentha spicata*, tandis que la plus faible est enregistrée chez *Pteridium aquilinum* (0.08). Pour le Pb, la valeur la plus élevée est enregistrée chez *Dittrichia viscosa* (0.12), et les valeurs les plus faibles (0.017, 0.03 et 0.05) sont détectées chez *Silybum marianum*, *Pteridium aquilinum* et *Mentha spicata* respectivement.

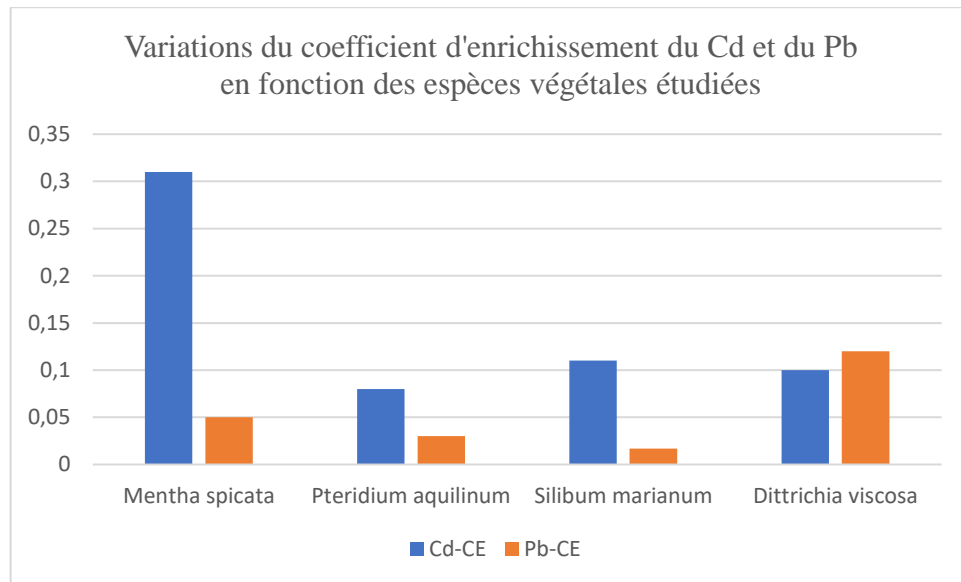


Figure 22. Variations du coefficient d'enrichissement du Cd et du Pb en fonction des espèces végétales étudiées.

Malayeri et al. (2008), regroupent les espèces végétales selon leurs capacités d'absorption des métaux lourds et leurs sensibilités à la pollution métallique comme suit :

- ✓ Plantes fortement accumulatrices $CE > 1$
- ✓ Plantes modérément accumulatrices $CE < 1$
- ✓ Plantes faiblement accumulatrices $CE < 0.1$
- ✓ Plantes non accumulatrices $CE < 1$

A partir de cette classification, on peut déduire que les espèces modérément accumulatrices en cadmium sont : *Mentha spicata*, *Silibum marianum* et *Dittrichia viscosa*. Tandis que *Pteridium aquilinum* est considéré une espèce faiblement accumulatrice en ce métal avec un $CE < 0.1$.

Pour le plomb, l'espèce *Dittrichia viscosa* est considérée comme modérément accumulatrice pour ce métal, alors que pour le reste des autres espèces : *Mentha spicata*, *Pteridium aquilinum* et *Silibum marianum*, elles sont considérées comme faiblement accumulatrices pour le Pb.

La principale préoccupation environnementale de cette étude est l'impact du lixiviat de la décharge municipale de Ziama Mansouriah sur la qualité des sols, des sédiments et des eaux de surface de l'Oued Amsal.

Cette étude a été aussi menée afin de « cribler » les plantes poussantes sur le site de la décharge, afin de déterminer le potentiel d'accumulation des métaux lourds par ces dernières.

Les résultats obtenus dans cette étude montrent que la qualité des eaux de surface à proximité de la décharge municipale a été fortement affectée suite au mélange des effluents de la décharge avec l'eau de l'Oued.

Les résultats des analyses physicochimiques de l'eau ont montrés que les valeurs des paramètres mesurés à savoir ; le pH, la DBO₅, les MES, NH₃⁺, NO₃⁻ et le NO₂⁻ étaient élevés dans le site (S2) en comparaison avec les autres sites (S1 et S3) à l'exception de l'oxygène dissous (OD).

Selon les valeurs du RPI obtenues, l'eau de l'Oued Amsal est non polluée au niveau du site (S1), fortement polluée au niveau du site (S2) qui reçoit les effluents de la décharge, et modérément polluée au niveau du site (S3).

Pour les sédiments, l'abondance des métaux lourds étudiés dans ces derniers suit la séquence suivante : Pb >>> Cd. Cependant, toutes les concentrations obtenues en Pb et en Cd dépassent les valeurs de background.

Les indices utilisés : FC, PLI et I_{géo} ont révélés que les sédiments analysés sont pollués à fortement pollués par les deux métaux (Pb et Cd).

Pour les sols de la zone d'étude, les concentrations en métaux lourds étudiés Pb et Cd restent toujours plus élevés que les valeurs de background. La moyenne de ces concentrations suit l'ordre Pb>>>Cd. La valeur obtenue de l'indice de pollution IP montre que le sol de la zone d'étude est pollué.

Parmi les espèces végétales sélectionnées et analysées, *Mentha spicata*, s'est avérée la plus efficace quant à l'absorption du Cd avec un coefficient d'enrichissement de 0.31. Pour le Pb, l'accumulation de ce dernier est plus importante chez *Dittrichia viscosa* avec la valeur de 0.12 que chez les autres espèces spontanées étudiées. Donc, la présence d'une végétation spontanée à base de *Mentha spicata*, et *Dittrichia viscosa* serait efficace dans la phytoremédiation des sols de cette zone d'étude et par conséquent de l'eau et des sédiments de cette dernière.

A la lumière de ces résultats, on constate que le lixiviat de la décharge constitue une source potentielle de pollution de ce site (eau, sédiments et sol),

Par conséquent, il est recommandé que ce dépotoir à ciel ouvert soit fermé et traité pour minimiser l'impact de cette pollution, et cela par l'application de différentes « actions correctives » comme la phytoremédiation et la bioremédiation pour la préservation de la qualité de cet écosystème.

Références bibliographiques

A

Abdurrahman S., Shawai A., Muktar H.I., Bataiya A. G., Abdullahi I. I., Shamsuddin, I. M., & Yahaya A. S., 2017. A review on heavy metals contamination in a water and soil : effects, sources and phytoremediation techniques, 2 (2), 21-27. <http://doi.org/10.11648/j.ijmpem.20170202.12>.

Ablain F., (2002). Rôle des activités lombriciennes sur la redistribution des éléments traces métalliques issus de boue de station d'épuration dans un sol agricole, Thèse doctorat, université de Rennes, pp. 55-95.

Abu-Rukah, Y & Al-Kofahi, O., 2001, The assessment of the effect of landfill leachate on ground-water quality - a case study, El-Akader Landfill Site - North Jordan. *Journal of Arid Environments*, 49 : 615-630.

Académie des Sciences, 1998. Contamination des sols par les éléments traces : les risques et leur gestion. Rapport n°42. Paris : Lavoisier Tec&Doc, 440 p.

ADEME, 2009. Campagne nationale de caractérisation des ordures ménagères, résultats année 2007.

Adjia R., Fezeu W.M.L., Tchatchueng J.B., Sorho S., Echevarria G., Ngassoum M.B., 2008. Long -term effect of municipal solid waste amendment on soil heavy metal content of sites used for periurban agriculture in Ngaoundere, Cameroun. *African journal of environmental science and technology*, 2(12), 412-421.

Adriano D.C., 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Trace elements in the environment; New York. Springer Verlag, pp 106- 155.

Adriano D.C., 2001. Trace elements in terrestrial environments: Biochemistry, bioavailability and risks of metals. 2ed. Springer-Verlag, New York. pp 4-12, 64-65.

AFNOR, 1994. Agence Française de Normalisation ; Qualité des sols – Recueil des normes françaises, 3ème Ed. AFNOR : Paris, 534 p.

Agbeshie A.A., Adjei R., Anokye J., Banunle A., 2020. Municipal waste dumpsite : Impact on soil properties and heavy metal concentrations, Sunyani, Ghana. *Scientific African*, 8, e00390.

Ahdy, H & Khaled, A., 2009. Heavy Metals Contamination in Sediments of the Western Part of Egyptian Mediterranean Sea. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 3: 3330-3336.

Aina M.P., 2006. Expertise des centres d'enfouissement techniques des déchets urbains dans les PED : contribution à l'élaboration d'un guide méthodologique et à sa validation expérimentale sur sites, thèse de doctorat, université de Limoges.

Alloway B.J., 1990. Heavy metals in soils : Their Origins, Chemical Behaviour and Bioavailability. Wiley, John and Sons, London, 339 p.

Alloway J.B., 1995. Heavy metals in soil. Blackie Academic and Professional, Second Edition, Glasgow, London, 368 p.

Amos-Tautua, B.M.W., Onigbinde, A.O., Ere, D., 2014. Assessment of some heavy metals and physicochemical properties in surface soils of municipal open waste dumpsite in Yenagoa, Nigeria. African Journal of Environmental Science and Technology, 8, 41-47.

Anonyme., 2001. CNRS, INRA, INSERM Gestion des déchets : guide pour les établissements publics d'enseignement supérieur ou de recherche, 194 p.

Alam P, Sharholly M & Ahmad K., 2020. A Study on the Landfill Leachate and Its Impact on Groundwater Quality of Ghazipur Area, New Delhi, India. *Recent Developments in Waste Management*, 57 : 345-358.

Ali H., Nasser M., Sajad M.A., 2012. Phytoremediation of heavy metals by *Trifolium alandrinum*. International journal of environmental sciences, volume 2N0, ISSN. 0976- 4402. pp 1459-1469.

Anonyme (2), 1994. https://geosciences.univtours.fr/images/media/20160928175413_livret_met-org_2.pdf

Anonyme (1), 2005. Gestion du traitement des déchets médicaux. Directives la Construction, l'utilisation et la maintenance e l'unité de traitement des déchets. Organisation Mondiale de la Santé et région de l'Afrique.104 P.

Anonyme., 2006. Les décharges d'ile de France. Impacts sanitaires et environnemental.

APHA, 2005, American Water Works Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. New York, 264 p.

Aransiolu S.A., Ijah U.J.J., Abioye O.P., 2013. Phytoremediation of lead polluted soil by Glycine max L., *Applied and Environmental Soil Science*, 07p.

Archibald F., 2000. The presence of coliform bacteria in Canadian water systems. Canada, pp1-22.

ATSDR, 1994. Agency for Toxic Substances and Didease Registry Atlanta; Toxicological profiles Zinc; US Department of Health and Human Services. Public Health Service. Georgia USA. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.

Azizi A, Krika A & Krika F., 2019. Heavy metal bioaccumulation and distribution in *Typha latifolia* and *Arundo donax* : implication for phytoremediation. *Caspian Journal of Environmental Sciences*, 18 : 21-29.

B

Baize D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Edition INRA, paris, 408p.

Baize D., 2000. Teneurs totales en métaux lourds dans les sols français, résultats généraux du programme APITET. *Le courrier de l'environnement*, 35, 9p.

Baize D., 2000. Guide des analyses en pédologie- 2^{ème} Ed. Paris : INRA, 257p.

Baize D., Sterckeman T., Piquet A., Ciesielski H., Béraud J., Bispo A., 2005. Dérogations relatives à la réglementation sur l'épandage des boues de stations d'épuration comment formuler une demande pour les sols à teneurs naturelles élevées en éléments traces métalliques ? Guide technique. ADEME et APCA. 147 p.

Baker AJM., McGrath SP., Reeves RD., Smith JAC., 2000. Métal hyper- accumulator plants :164 a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal polluted soils. In N Terry, G Banuelos, eds, *Phytoremediation of contaminated soil and water*. Lewis Publishers CRC, Boca Raton. 85-107.

Bakhta R., 2013. Extraction des flavonoïdes de plante inula viscosa de la région d'oran et mise en évidence de l'activité microbienne. Mémoire de magister en chimie, Univ d'Oran, p 25.

Ballerini D., Gatelier C., Vogel T., 1998. Techniques de traitement par voies biologiques des sols pollués. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie. Angers, Francia, 7 : 18-157.

Banu Z., Chowdhury., MSA., Hossain., MD & Nakagami, K., 2013. Contamination and ecological risk assessment of heavy metal in the sediment of Turag river, Bangladesh : An index analysis approach. *Journal of Water Resource and Protection*, 5 : 239-248.

Beauchemin M., 2011. Gestion des déchets hospitaliers. Éd. Corporation d'hébergement du Québec, Québec, 17p.

Ben Achiba W., Gabteni N., Lakhdar A., Du Laing G., Verloo M., Jedidi N., Gallali T., 2009. Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metals in a Tunisian calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Elsevier, Oxford, vol. 130, pp. 156-163.

- Berghiche., Ch et Sayah M., 2019.** Diagnostique de système de gestion des déchets hospitaliers au niveau de l'EPH Mohamed Boudiaf (Ouargla). Mémoire de Master en Sciences biologiques, Université Kasdi Merbah Ouargla, 66 P.
- Bert V., Fontaine J., Hadj-Sahraoui A., Leyval C., 2012.** Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués ; Etat de l'art et guide de mise en oeuvre. EDP Science éd. s.l. Ademe .p.7.
- Bhouyan, AM., 1979.** Effect of industrial pollution on the biology of the Karnafully River. M. Phil. Thesis, University of Chittagong, Bangladesh. p 164.
- Biadillah M C., 2004.** Guide de gestion des déchets des établissements de soins. Edition par Centre Régional des Activités d'Hygiène du Milieu (CEHA) et l'Organisation Mondiale de la Santé.
- Bliefert C ; Perraud R., 2003.** Chimie de l'environnement air, eau, sol, édition debeoeck, p. 189-195.
- Bliefert C., Perraud R., 2003.** Chimie de l'environnement Air, Eau, Sol. Edition debeoeck. 2e édition, Paris. 369-387 pp.
- Bodek I., Lyman W., Reehi W., Resenblatt D., 1988.** Environmental Inorganic Chemistry : Properties, Process and Estimation Methods. SETAC special publications series. New York, Pergamon Press.
- Bonneau M., Souchier B., 1979.** Pédologie 2. Constituants et propriétés du sol. Masson, 459p.
- Borrego AF, Romero P., 1982.** Study of the microbiological pollution of a Malaga littoral area II. Relationship between fecal coliforms and fecal streptococci. VI^e Journée Étude Pollutions, Cannes, France, 561-569
- Boucheseiche C., Cremille E., Pelte T. & Pojer K., 2002.** Pollution toxique et écotoxicologique : notions de base. Guide technique N°7. Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse, Montpellier (France).
- Braskerud B.C., 2001.** The influence of vegetation on sedimentation and resuspension of soil particles in small constructed wetlands. *J. Environ. Qual*, 30: 1447-1457.
- Brignon J.M. ; Malherbe L. ; Soleille S., 2005.** Les substances dangereuses prioritaires de la directive cadre sur l'eau – Fiches de données technicoéconomiques. Rapport final, INERIS DRC-MECO-2004-59520.
- Brooks R.R., 1998.** Geobotany and hyperaccumulators. In: Brooks, R.R. (Ed.). Plants that hyperaccumulate heavy metals. CABI Publishing, Walling ford, pp. 55-118.

- Bruce E., Pivetz., 2001.** Phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Solid Waste and Emergency Response. Pp 3-16.
- Bulletti M, 2004.** Elimination des déchets médicaux. L'environnement pratique. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage. Berne, P41.
- Bur T., 2008.** Impact anthropique sur les éléments traces métalliques dans les sols agricoles de Médi-Pyrénées. Implication en termes de limites et de charges critiques. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse, 374p.
- Burnol A., Blanc P., Guyonnet D., 2004.** Recommandations pour la modélisation des transferts métalliques dans les eaux souterraines. Rapport final. BRGM/RP-52910-FR, 73 p.
- Burnol A., Duro L. M., Grive M., 2006.** Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les eaux souterraines. Rapport final, BRGM/RP-52910 –FR, 73 p.
- Burnol A., Duro L. M., Grive M., 2006.** Eléments traces métalliques. Guide méthodologique. Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines, 119 p

C

- Chardon B., 1995.** Les déchets d'activités de soins en secteur hospitalier et en secteur diffus. Mémoire DU de l'environnement et santé, faculté de médecine de Montpellier, 7p
- Chassagnac T., 2005.** Réhabilitations des décharge-diagnostic et approfondi, technique de l'ingénieur, 268 p.
- Chatanga P, Ntuli V, Mugomeri E, Keketsi T & Chikowore, NVT., 2019,** Situational analysis of physico-chemical, biochemical and microbiological quality of water along Mohokare River, Lesotho. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 45: 45-51.
- Chiffolleau J.F., Claisse D., Cossa D., Ficht A., Conzalez J.L., Guyot Th., Michel P., Mirman DP., Oger C., petit F., 2001.** La contamination métallique. Programme Seine Aval, fascicule n°8, Editions Ifremer, Plouzané (France). ISBN 2-84433-028-2,39p.
- Chumbley C.G., Unwin R.J., 1982.** Cadmium and lead content of vegetables crops grown on land with an history of sewage sludge application. *Environmental Pollution (Series B)*, 4 : 231-237.
- Chon HT, Ahn JS, Jung MC.** Seasonal variations and chemical forms of heavy metals in soils and dusts from the satellite cities of Seoul. *Environ Geochem Hlth* 1998 ; 20 : 77-86.
- Colin F., 1984.** Étude des mécanismes de la genèse des lixiviats. Inventaire et examen critique des tests de laboratoire, Nancy IRH -Rapport RH.

Cunningham S.D., Berti W.R., Huang J.W., 1995. Phytoremediation of contaminated soils. Trends Biotechnol. 13, pp 393-397.

D

Damien A., 2006. Guide du traitement des déchets, 4^{ème} édition. Série Environnement et sécurité. DUNOD. Paris, P13.

De S, Maiti, SK, Hazra T, Debsarkar A & Dutta, A 2016, Leachate characterization and identification of dominant pollutants using leachate pollution index for an uncontrolled landfill site. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 2: 177-186.

De Villers J ; Squilbin M ; Yourassoowsky C. 2005. Qualité physicochimique et chimique des eaux de surface. Institut Bruxellois pour la gestion de l'environnement.

Désachy C., 2001. Les déchets sensibilisation à une gestion écologique, la 2^{ème} édition, Tec&Doc, p64.

Directive Laboratoire, 2005. Gestion des déchets de laboratoire.

Drouin L., Richer N., Goldbery M., 1999. Risques associés au biogaz des sites d'enfouissement sanitaires. Conférences à la 4^{ème} cloque en santé environnement, Quebec. P 24.

Durmusoglu E & Yilmaz C., 2006. Evaluation and temporal variation of raw and pre-treated leachate quality from an active solid waste landfill. *Water Air and Soil Pollution*, 171: 359-382.

E

Effendi H. ; 2003. Water quality analysis for aquatic resources management. Yogyakarta : Kanisius. 258 p.

Enwezor W.O., Ohiri A.C., Opubaribo E.E., Udoh E.J., 1998. A review of soil Fertility Investigators in South Eastern Nigeria, HFDA Lagos, Nigeria.

F

Fang JJ., Yang N., Cen DY., Shao LM & He PJ., 2012. Odor compounds from different sources of landfill : characterization and source identification. *Waste Management*, 32: 1401-1410.

Favas P.J.C., Pratas J., Varun M., D Souza R., Paul M.S., 2014. Phytoremediation of soils contaminated with Metals and Metalloids at Mining Areas: Potential of Native Flora. In: 30

Hernandez-Soriano, Maria C(Ed) Environmental risk assessment of soil contamination. In Tech.17, 485-518.

Fernandez-Cornudet C., 2006. Devenir du Zn, Pb et Cd issus de retombées atmosphériques dans les sols, à différentes échelles d'étude-Influence de l'usage des sols sur la distribution et la mobilité des métaux- A l'Institut National d'Agronomie Paris-Grignon. 232 p.

G

Gendron B., 1997. Impacts potentiels de la contamination du milieu aquatiques sur la reproduction du suceur cuivré (*Moxostoma thubbsi*) : synthèse des connaissances, ministère de l'environnement et de la faune service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, rapport technique, direction régionale de la Montérégie.

Gérin M., Gosselin P., Cordier S., viau C., Quénel P., et Dewailly E., 2003. Environnement et santé publique, Fondement et pratique. Edition : tec et doc. P 1023.

Gillet R., 1985. Traité de gestion des déchets solides et son application aux pays en voie de développement, 1^{er} Volume : Programme minimum de gestion des ordures ménagères et des déchets assimilés, P397.

Green I.D., Jeffries C., Diaz A. Tibbett M., 2006. Contrasting behaviour of cadmium and zinc in a soil-plant- arthropod system. *Chemospher*, 64pp 1115-1121.

Grosbois CA, Horowitz AJ, Smith JJ & Elrick KA 2001. The effect of mining and related activities on the sediment-trace element geochemistry of Lake Coeur d'Alene, Idaho, USA. Part III. Downstream effects: the Spokane River Basin. *Hydrological Processes*, 15 : 855-875.

Guide méthodologique, 2001. Les rejets liquides hospitaliers, 98p.

Gupta VK., Sadegh H., Yari M., Shahryari-Ghoshekandi R., Maazinejad B & Chahardori M., 2015. Removal of ammonium ions from wastewater. A short review in development of efficient methods. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 1: 149-158.

H

Hakanson L., 1980. Ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach. *Water Research*, 14 : 975-1001.

Hammer D., Kayser A., Keller C., 2003. Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in Field Trials. Eds British society of soil science, journal of soil use and Management 19, pp187-192.

Han DM., Tong XX., Currell MJ., Cao GL., Jin MG & Tong CS., 2014. Evaluation of the impact of an uncontrolled landfill on surrounding groundwater quality, Zhoukou, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 136 : 24-39.

Hassan M., Rahman MATMT., Saha B, Ibne Kamal A.K., 2015. Status of Heavy Metals in Water and Sediment of the Meghna River, Bangladesh. *American Journal of Environmental Sciences*, 11: 427-439.

Hénaut A., Riva G., 2009. Comment traiter les déchets en limitant la pollution, les dossiers, Paris université.

Henniche S., 2014. Evaluation of the current Zn and Cd contents of soils and spontaneous vegetation of the Ziama Mensouria landfill. MSc. Dissertation, Department of Environmental Sciences and Agronomic Sciences, Faculty of Nature Life and Sciences, University of Mohamed Seddik Ben Yahia Jijel, Algeria, 34 p.

Henry JR., 2000. An over view of the phytoremediation of lead and mercury. National Network of environmental management studies (NMES).

Hoening M., Dupire S., Wollast R., 1979. L'atomisation électrothermique en spectrométrie d'absorption atomique et son application dans les études de l'environnement. Tec et Doc, Paris.

Hooda P.S., Alloway B.J., 1993. Effects of time and temperature on the bioavailability of Cd and Pb from sludgeamended soils. *J. Soil Sci.*, 44, pp 97-110.

Houot S., Cambier Ph., Benoit P., Deschamps M., Jaulin A., Lhoutellier C., Barriuso E., 2009. Étude et Gestion des Sols 16 pp255-274.

Hutchinson M., 2007. Vos déchets et vos : un guide pour Comprendre et agir. Éditons, Multi Mondes, Canada. 195p.

I

Islam MS, Ahmed MK, Raknuzzaman M, Habibullah-Al-Mamun M & Islam MK., 2015, Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological Indicators*, 48 : 282-291.

J

Jemal F., Ghorbal M. H., 2002. Phytoremédiation. *Revue H. T. E.* N° 122.

Joacio D., 2006. Influence de prétraitements mécaniques et biologique des ordures ménagères résiduelles (OMR) sur le comportement bio-physico-chimique en installation des stockages des déchets.

JORADP N° 77, du 15 Décembre 2001. Loi N°01-19 du 12 Décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets. P 7.

Jean G., Willy M., 2003. Le sol vivant : bases de pédologies biologie des sols presses polytechniques et universitaires romandes.

Jean L S., 1981. Décharge contrôlée de résidus urbain, surveillance et aménagement, Bulletin de liaison de laboratoires des ponts, 33p. Journal officiel n°77 du 15 décembre 2001, 08p.

Jumarie C., Fortin C., Houde M., Campbell P., Denizeau F., 2001. Cadmium uptake by coco-2-cells : Effects of Cd complexation by chloride, glutathione and phytochelatins. Toxicology and Applied Pharmacology, 170 : 29-38.

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

K

Kabata-Pendias A., Pendias H., 1992. Trace elements in soils and plants; 2nd edition. CRC press.

Kabata-Pendias A., Pendias, H. 1992. Trace Elements in Soil and Plants, 6nd Ed. CRC Press. Ed., Boca Raton, NW, USA: 360-380.

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

Kabata-Pendias A., 2011. Trace Elements in Soils and Plants. 4th Ed. New York : CRC Press Inc.

Kerolli-Mustafa M, Fajković H, Rončević S & Ćurković L., 2015. Assessment of metals risks from different depths of jarosite tailing waste of Trepça Zinc Industry, Kosovo based on BCR procedure. Journal of Geochemical Exploration, 148 : 161-168

Khattabi H., Lotfi A., Mania J., 2002. Déchets-Sciences et Techniques 24 : 1-4.

Kjeldsen P, Barlaz MA, Rooker P, Baun A, Ledin A, & Christensen TH., 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 32: 297-336.

Koller E., 2004. Traitement des pollutions industrielles, Dunod, Paris, p 569.

Krauskopf KB & Bird DK., 1995. Introduction to Geochemistry, 3rd ed., WCB McGraw-Hill, Boston, MA.

L

Lacatusu R., 1998. Appraising levels of soil contamination and pollution with heavy metals. In : Heineke, H.J., Eckelmann, W., Thomasson, A.J., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Buckley, B.

(Eds.), Land Information Systems : Developments for Planning the Sustainable Use of Land Resource. European Soil Bureau Research Report 4,393-399.

L.A.G.H.T.M, 1992. Association Générale des Hygiénistes et Techniciens Municipaux. Commission de l'Assainissement. Paris. France.

Lauglin M.C., Sigh B.R., 1999. Cadmium in soils and plants. Rlewer Academic Publishers. Dordrecht, Netherlands, 273: 1-9.

Le Clech B., 2000. Agronomie « des bases aux nouvelles orientations ». Edition Synthèses Agricoles, Bordeaux : 260.

Lecomte P., 1998. Les sites pollués : traitement des sols et des eaux souterraines, 2 Edition. Revue et augmentée, Londres, Paris, pp161-164.

Le Goff F., Bonnomet V., 2004. Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. Rapport technique, Ministère de l'écologie et du Développement Durable Direction de l'Eau, paris.

Lemière B., Seguin J.J, Le Guern C., Guyonnet D., Baranger Ph., Darmendrail D., Conil P., 2001. Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes-Application dans un contexte d'évaluation détaillée des risques pour les ressources en eau Edition BRGM, France.

Leroy J., 1997. Les déchets et leurs traitements : les déchets solides industriels et ménagers. Edition, 3ème édit Presse Universitaires de France, Paris.

Li W., Hua T., Zhou Q., Zhang S & Li F., 2010. Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption. *Desalination*, 264: 56-62.

Liou, SM., Lo SL & Wang SH., 2004. A generalized water quality index for Taiwan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 96 : 35-52.

Lisk D.J., 1972. Traces elements in soils, plants and animals. *Advances in agronomy*, 24, 267-325.

Loudjani F., 2008. Guide des techniciens communaux pour la gestion des déchets ménagère et assimilés, ministère de l'aménagement du territoire de l'environnement et du tourisme, Algérie MATET.

M

MacDonald DD., Ingersoll CG & Berger TA., 2000. Development and evaluation of consensus based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39:20-31.

- McGrath S.P., 1998.** Phytoextraction for Soil Remediation. In: Brooks, R.R. (Ed.). Plants that hyperaccumulate heavy metals. CABI Publishing, Wallingfor, pp 261-287.
- Mahmood N., Chowdhury MSU., Hossain MM., Haider SMB & Chowdhury SR., 1992.** Review of the state of environment relating to marine fisheries of Bangladesh, Country status report, BOBP (FAO) MS.CU. p 85.
- Malayeri B.E., Chehregani A., Yousefi N., Lorestani B., 2008.** Identification of the hyper accumulator plants in copper and iron mine in Iran. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 11 (3) 490-492.
- MATET., 2008.** Guide des techniciens communaux pour la gestion des déchets ménagers et assimilés. Alger, p44.
- Mathieu C., Pieltain F., 2003.** Analyse chimique des sols : méthodes choisies, Editions Tec et Doc. Lavoisier, France, 214 p.
- Melnyk A., Kuklińska KL., Wolska & Namieśnik J., 2014.** Chemical pollution and toxicity of water samples from stream receiving leachate from controlled municipal solid waste (MSW) landfill. *Environmental Research*, 135 : 253-261.
- Mench M., Martin E., 1991.** Mobilization of cadmium and other metals from two soils by root exudates of *Zea mays L.*, *Nicotinatabacum L.*, and *Nicotinarustica L.*, *plant and soil*, 132,187-196.
- Mishra S., Singh, AL & Tiwary D., 2014.** Studies of physico-chemical status of the ponds at Varanasi Holy City under Anthropogenic influences. *Journal of Environmental Research and Development*, 4 : 261-268.
- Millot N., 1986.** Les lixiviats de décharges contrôlées ; caractérisation analytique. Études des filières de traitements. Thèse INSA (LCPAE). P 188.
- Min X., Xie X., Chai L., Liang Y., Li M & Ke Y., 2013.** Environmental availability and ecological risk assessment of heavy metals in zinc leaching residue. *The Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 23 : 208-218.
- Miquel G., 2001.** Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Rapport Sénat°261. vol 360. pp 68- 79.
- Mohiuddin KM., Ogawa Y, Zakir HM, Otomo K & Shikazono N., 2011.** Heavy metals contamination in water and sediments of an Urban river in a developing country. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 8 :723-736.

Moletta R., 2009. Le traitement des déchets, Editions TEC&DOC. Paris, p 685.

Monna F., 2008. Cycles biogéochimiques des éléments traces métalliques aux interfaces de l'environnement. Thèse de doctorat : Sciences de la terre et de l'environnement : université de Bourgogne : 181p.

Morlot M., 1996. Aspects analytiques du plomb dans l'environnement. Paris Lavoisier tec&doc ; AGHTM.

Mor S., Ravindra K., Dahiya RP & Chandra A., 2006. Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118 : 435-456.

Muller G., 1969. Index of geo-accumulation in the sediments of the Rhine River. *GeoJournal*, 2 : 108-118.

Müller G., 1981. Die Schwermetallbelastung der sedimente des Neckars und seiner Nebenflüsse : eine Bestandsaufnahme. *Chemical Zeitung*, 105 : 157-164 (In Germany).

Mustin, M., 1987. Le compost, gestion de la matière organique. Paris: François Dubosc, 954 p.

N

Nartey VK., Hayford EK & Ametsi SK., 2012. Assessment of the Impact of Solid Waste Dumpsites on Some Surface Water Systems in the Accra Metropolitan Area, Ghana. *Journal of Water Resource and Protection*, 4: 605-615.

Nascimento C.W.A., Xing B., 2006. phytoextraction: A review on enhanced metal availability and plant accumulation, *Sci.Agric. (Piracicaba, raz.)*, V.63, 03, p.299-311.

Neng-Chang C., Huai-Man C., 1992. Chemical behavior of cadmium in wheat rhizosphere, *Pedosphere*, 2, pp 363-371.

Ngô C., Régent A., 2004. Déchet et pollution (impact sur l'environnement et la santé). Edition Dunod. Paris, 134p.

Ngô C., Régent A., 2012. Déchets, effluents et pollution (impact sur l'environnement et la santé), 3^{ème} Edition, Dunod, Paris, P178.

O

Obasi N.A., Akubugwo E, I., Ugbogu O.C., Chinyere G.C., 2012. Heavy Metals bioavailability and Phyto-accumulation Potentials of Selected Plants on Burrow-pit Dumpsites in Aba and Ntigha Dumpsites in IsialaNgwa of Abia State, Nigeria. *Nigerian journal of Biochemistry and Molecular Biology*, 27,27-45.

OFEFP, 1989. Directives pour le prélèvement d'échantillons de sols et analyses de substances polluantes. Ed. OCFIM-Berne. 24 p.

Olorunfemi I., Fasinmirin J.T., Olufayo A.A., Komolafe A.A., 2020. Total carbon and nitrogen stocks under different land use/land cover types in the Southwestern region of Nigeria. *Geoderma Regional*, e00320.

OPECST, 2001. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Rapport du sénat français : Effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé –Rapport 261.

P

Pépin M., 2006. Expertises des centres d'enfouissement techniques de déchet urbains les PED : contribution à laboratoire d'un guide méthodologique et a sa validation expérimentale sur site.

Philippe M., 2011. Introduction de droit de l'environnement, 5^{em} édition TEC&DOC, p335.

Pichard A., Bisson M., Hulot C., Lacroix G., Lefèvre J.P., Magaud H., Oberson D., Geneste., Morin A., Pépin G., 2003. Plomb et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques INERIS, 90 p.

Pichard A., Bisson M., Diderich R., Hulot C., Houeix N., Lacroix G., Lefevre J.P., Leveque S., Magaud H., Morin A., 2005 (b). Le Zinc et ces dérivés ; Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, INERS. pp 69-178.

Pilon-Smits E., 2005. Phytoremédiation. *Annual Review of Plant Biology* 56, 15-39.

Prasanna MB, Ranjan & PC., 2010. Physico chemical properties of water collected from Dhamra estuary. *International Journal of Environmental Science*, 1: 329-334.

Prasad M. N.V., 2003. Phytoremediation of Metal-Polluted Ecosystems: Hype for Commercialization. *Russian Journal of Plant Physiology*, 50 (5), 686-700.

Q

Quezel P., Santa S., 1962. Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales. Vol 1-2, Ed, CNRS, Paris (France).

R

Ramade F., 2000. Dictionnaire encyclopédique des pollutions. Edi science international, Paris, 690 p.

- Ramade F., 2002.** Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. 2ème Ed. *DUNOD*. Paris. 1075 pp.
- Ramade F., 2007.** Introduction à l'écotoxicologie : fondements et applications, tec et Doc Lavoisier (éd), Paris, 609 p.
- Redon P.O., 2009.** Rôle de champignons mycorhiziens à arbuscules dans le transfert du cadmium (Cd) du sol à la luzerne (*Medicago truncatula*). Thèse présentée pour l'obtention du titre de Docteur de l'Université Henri Poincaré, Nancy I en Sciences du Sol, France. 198 p.
- Reilley K.A., Banks M.K., Schwab A.P., 1996.** Organic chemicals in the environment: dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere. *Journal of Environmental Quality*, 25: pp 212-219.
- Richards L.A., 1954.** Diagnosis and improvement of saline and alkaline soils. U.S. Department of Agriculture Handbook N°60. Washington, DC : U.S. Government. Printing Office.
- Robinson HD., 1995.** A Review of the composition of leachates from domestic wastes in landfill sites. UK7 Aspinwall and Company for the Department of the Environment, 511 p.
- Rodier J., Legube B., Merlet N et coll., 2009.** L'analyse de l'eau ; eaux naturelles ; eaux résiduaires et eaux de mers ; 9e édition, Dunod, Paris, 1383 P.
- Roongtanakiat N., Sanoh S., 2011.** phytoextraction of Zinc, Cadmium and Lead from contaminated soil by vetiver Grass. *Kasetsart J. (Nat. Sci.)* 45: pp 603-612.

S

- Salt D. E., Blaylock M., Kumar N. PBA., Douchenkov V., Ensley B.D., Chet I & Raskin I., 1995.** Phytoremediation: A Novel Strategy for the Removal of Toxic Metals from the Environment Using Plants. *Nat Biotech* 13(5): 468-474.
- Salt D.E., Smith R.D., Raskin I., 1998.** Phytoremediation. *Ann. Rev. Plant Phys.* 49, 643– 668. An overview. *In Vitro Cell. Dev. B* 29, 207–212.
- Savary P., 2003.** Guide des analyses de la qualité de l'eau, Techni.Cités, 244p.
- Schiopu AM & Gavrilesco M., 2010,** Options for the treatment and management of municipal landfill leachate: common and specific issues. *CLEAN*, 38 : 1101-1110.
- Segura-Muñoz SI., Takayanagui AMM., Trevilato TMB & Santos CB., 2004.** Trace element distribution in surface soil in the area of a municipal solid waste landfill and a medical waste incinerator. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 72:157-164.

Seshan BRR., Natesan U & Deepthi K., 2010. Geochemical and statistical approach for evaluation of heavy metal pollution in core sediments in southeast coast of India. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 7: 291-306

Sillanpaa M., (1972). Traces elements in soils and agriculture. *FAO soils Bulletin*, 17, 1-67.

Sillet A.A., Royer S., Coque Y., Thomas O., 2001. Le lixiviat des décharges d'ordures managers : Genèse, composition et traitement des déchets. Edition : science et techniques, p 22.

Singh R., Gautam N., Mishra A., & Gupta R. (2011). Heavy metals and living systems : an overview, 43 (3). <http://doi.org/10.4103/0253-7613.81505>

Steulet J., 2003. Analyse de la concentration en plomb du sol sur et aux abords des pistes des aérodromes. Diplôme SSIE.

Susarla S., Victor F., Medina V. F., McCutcheon S.C., 2002. Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering* 18 : 647-658.

Sutherzan S.2001. Natural and Enhanced Remediation Systems. CRC Press, 6 août 2001 - p440.

T

Talalaj IA., 2014. Assessment of groundwater quality near the landfill site using the modified water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 : 3673-3683.

Thomas R., Meybeck M., 1992. The use of particulate material in water quality assessments. A guide to use of biota sediments and water in environmental monitoring. Edition Chapman et Hall LTD. London. PP: 121-170

Timizar F., Boussouar B., Soualmia F., Mahnane A., Hamadouche M., Meliani A., Boukaabeche H., Guergouri SN., Khemari N., Bounechada N., 2009. Les déchets hospitaliers. Formation des correspondants d'hygiène, C.H.U de Sétif, 16P.

Tissot., 2004. Sécurité sanitaire et gestion des déchets, tec&doc, paris, 260p.

Tomlinson D., Wilson J., Harris C & Jeffrey D., 1980. Problems in the assessment of heavy metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresun*, 33 : 566-575.

Tremel-Schaub A., Feix I., 2005. Contamination des sols : transferts des sols vers les plantes. EDP Science, ADEME. 413 p.

Tremel-Schaub A., Feix I., 2005. Contamination des pollutions. Edi science international, Paris, 690 p.

Tripathi BD., Sikandar M & Shukla SC., 1991. Physico-chemical characterization of city sewage discharged into river Ganga at Varanasi, India. *Environment International*, 17: 469-478.

U

Uba S., Uzairu A., Harrison G.F.S., Balarabe M.L., Okunola, O.J., 2008. Assessment of heavy metals bioavailability in dumsites of Zaria Metropolis, Nigeria. *African Journal of Biotechnology*, 7 (2), 122-130.

V

Vamerali T., Bandiera M., MoscaG., 2010. Field crops for phytoremediation of metal _ contaminated land, *Environ chem. Lette* 8, pp1-17.

Vural A., 2015. Contamination Assessment of Heavy Metals Associated with an Alteration Area: Demirören Gumushane, NE Turkey. *Journal of Geological Society of India*, 86: 215-222. Doi:10.1007/s12594-015-0301-9

Vural A., Gündogdu A., Baltacı C & Akpınar I., 2017. Environmental impact of Gümüşhane City, Turkey, waste area in terms of heavy metal pollution. *Natural Hazards*, 88 : 867-890. Doi: 10.1007/s11069-017-2896-1

W

WHO, 2004. Environmental Chemistry, 2nd Edition, WH Freeman and Co., New York, p484 p.

Wright D.A., Welbourn P., 2002. Environmental Toxicology. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. pp 253-301

Y

Yoon J., Cao X., Zhou Q., Ma LQ., 2006. Accumulation of Pb, Cu and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *The Science of the Total Environment*, 368 : 456-464.

Sites internet

- **Tela Botanica, 2020.** Base de Données Nomenclature de la Flore de France par Benoît Bock, BDNFF v4.02. (telabotanica. org).
- (Wikipedia, 2020).

Annexe 1

I- Modes opératoires des analyses chimiques :

I-1- Dosage des nitrates

Les nitrates sont dosés par spectrophotométrie d'absorption moléculaire (Rodier, 1996).

I-1-1- Principe de dosage des nitrates

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosalicylate de Sodium, coloré en jaune et susceptible d'un dosage spectrophotométrique.

➤ Réactifs

– Solution de salicylate de sodium à 10g/L à renouveler toutes les 24 heures.

– Acide sulfurique concentré ($d = 1,84$).

– Solution d'hydroxyde de sodium :

- hydroxyde de sodium..... 200 g.

- sel disodique de l'acide éthylène diamine tétracétique 50 g.

- eau déionisée..... *q.s.p.* 1 L.

Dissoudre avec précaution l'hydroxyde de sodium dans 800 ml d'eau déionisée ; ajouter le sel sodique EDTA. Après dissolution et refroidissement, transvaser la solution dans une fiole jaugée, ajuster le volume à 1 litre. Conserver cette solution dans un flacon de polyéthylène.

– Solution d'azoture de sodium :

- azoture de sodium..... 50 mg.

- eau déionisée..... *q.s.p.* 100 ml.

– Solution mère étalon d'azote nitrique à 100 mg/L :

- nitrate de potassium anhydre..... 722 mg.

- eau déionisée..... *q.s.p.* 1 000 ml.

À renouveler tous les deux mois.

– Solution fille étalon d'azote nitrique à 5 mg/L.

Amener 50 ml de la solution mère à 1 000 ml avec de l'eau déionisée.

- Acide acétique (ml)

I-1-2- Etablissement de la courbe d'étalonnage

Dans une série de capsules de 60 ml, introduire successivement dans le tableau 1.

Tableau 1 : Valeurs de courbe d'étalonnage de nitrates

Numéro des capsules	T	I	II	III	IV
Solution étalon d'azote nitrique 5 mg/L (ml)	0	1	2	5	10
Eau déionisée (ml)	10	9	8	5	0
Correspondance en mg/L d'azote nitrique	0	0,5	1	2,5	5
Solution d'azoture de sodium (ml)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Acide acétique (ml)	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2

Attendre 5 minutes puis évaporer à sec au bain-marie ou dans une étuve portée à 75-80 °C (ne pas surchauffer ni chauffer trop longtemps). Ajouter 1 ml de solution de salicylate de sodium, mélanger puis évaporer. Laisser refroidir.

Reprendre le résidu par 1 ml d'acide sulfurique concentré ayant soin de l'humecter complètement. Attendre 10 minutes, ajouter 15 ml d'eau déionisée puis 10 ml de solution d'hydroxyde de sodium qui développe la couleur jaune. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 415 nm. Soustraire des unités d'absorbance, lues pour les étalons, la valeur relevée pour le témoin. Construire la courbe d'étalonnage.

I-1-3- Mode opératoire

Introduire 10 ml d'eau dans une capsule de 60 ml. Alcaliniser faiblement avec la solution d'hydroxyde de sodium. Poursuivre le dosage comme pour la courbe d'étalonnage. Préparer de la même façon un témoin avec 10 ml d'eau déionisée. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 415 nm et tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

I-1-4- Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 10 ml, la courbe donne directement la teneur en azote nitrique exprimée en milligrammes par litre d'eau. Pour obtenir la teneur en nitrate (NO₃), multiplier ce résultat par 4,43.

I-2- Dosage des nitrites

Les nitrites sont dosés selon la méthode au réactif de Zambelli

I-2-1- Principe de dosage des nitrites

Dans un milieu chlorhydrique, l'acide sulfanilique en présence d'ion ammonium et de phénol, forme avec les ions NO₂⁻ un complexe coloré en jaune dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en nitrites.

➤ Réactifs

- Ammoniaque pure d = 0,925
- Réactif de Zambelli : (qsp : 100ml)
- acide chlorhydrique (Hcl).....26ml.
- acide sulfanilique.....0, 5g.
- phénol cristallisé.....0.75g.
- chlorure d'ammonium.....13.5g.
- eau distillée (exemple d'ions NO₂⁻).....62.5ml.

Introduire dans une fiole jaugée de 100 ml, l'acide chlorhydrique et l'eau distillée. Puis y dissoudre l'acide sulfanilique et le phénol en chauffant légèrement au bain-marie. Après dissolution complète ajouter le chlorure d'ammonium et agiter jusqu'à dissolution.

Après refroidissement ajuster s'il y a lieu le volume de la solution à 100 ml avec l'eau distillée.

- Solution mère étalon de NO₂⁻ à 0,23 g/l :
- nitrite de sodium.....0.0345g.
- eau distillée.....100 ml.
- Solution fille étalon d'ion NO₂⁻ à 0,0023 g/l :

Amener 1ml de la solution mère à 100ml avec de l'eau distillée.

I-2-2- Etablissement de la courbe d'étalonnage

Dans une série de fioles jaugées à 50 ml et numérotées, nous avons introduit successivement en agitant après chaque addition 2 ml de réactif de Zambelli (tab 2)

Tableau 2 : Valeurs de la courbe d'étalonnage des nitrites

N° des Fioles						
	T	1	2	3	4	5
Solutions						
Solution fille étalon à 0,0023 g/l (ml).	0	1	5	10	15	20
Eau distillée en (ml)	50	49	45	40	35	30
Réactif de Zambelli (ml)	2	2	2	2	2	2
Correspondance en mg/l d'azote nitreux	0	0.046	0.23	0.46	0.69	0.92

Attendre 10 minutes et ajouter à chaque fiole 2 ml d'ammoniaque pure.

Effectuer la lecture au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 435 nm.

Construire la courbe d'étalonnage.

I-2-3- Dosage de l'échantillon

Prélever 50 ml d'eau à analyser, ajouter 2 ml de réactif de Zambelli. Agiter et laisser au repos 10 minutes. Ajouter 2 ml d'ammoniaque pure et effectuer la lecture au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 435 nm et tenir compte la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

1-2-4- Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 50 ml, la courbe donne directement la teneur en NO₂⁻, exprimée en mg/l d'eau.

I-3- Détermination de l'ammoniac (NH₃⁺) (Méthode ISO 7150)

I-3-1- Principe :

Mesure spectrométrique du composé coloré formé par réaction de l'ammonium avec les ions salicylate et hypochlorite en présence de nitroprussiate de sodium qui forme un complexe vert dont l'abondance est proportionnelle à la concentration de l'ammoniac vers 655nm.

1-3-2-Réactifs :

Réactif I :

- Acide dichloroisocyanurique : 2g
- Hydroxyde de sodium : 32g
- Eau distillée : q.s.p 1000ml

Réactif II (coloré) :

- Trictrate de sodium : 130g
- Salicylate de sodium : 130g
- Nitroprussiate de sodium : 0.97g
- Eau distillée : q.s.p 1000ml

1-3-3- Préparation de la solution mère étalon :

1g de NH_3^+ stable 1 mois

- **A partir du chlorure d'ammonium**

- Chlorure d'ammonium : 2.970g
- Eau distillée : q.s.p 1000ml

- **A partir des sulfates d'ammonium**

- Sulfates d'ammonium
- Eau distillée : q.s.p

1-3-4- Préparation de la solution fille à 1mg/l

Prendre 1 ml de la solution mère à 1 g/l et remonter à 1000 ml d'eau distillée.

1-3-5- Gamme d'étalonnage

Solution fille 1mg/l	0	1	2.5	5	25	40
Eau distillée (ml)	50	49	47.5	45	25	10
Réactif I (ml)	4	4	4	4	4	4
Réactif II (ml)	4	4	4	4	4	4
Attendre 1h :30						
$[\text{NH}_3^+]$ en mg/l	0	0.02	0.05	0.1	0.5	0.8

Effectuer la lecture à 655nm.

1-3-6- Mode opératoire

- Prendre 40ml d'eau à analyser contenant jusqu'à 1mg/ NH_3^+
- Ajouter 4 ml du réactif I
- Ajouter 4 ml du réactif II et ajuster à 50 ml avec l'eau distillée et attendre 1j :30

*L'apparition de la coloration verdâtre indique la présence de NH_3^+ .

1-3-7- Expression des résultats

Le résultat est donné directement en mg/l de NH_3^+ .

I-4- Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

I-4-1- Principe de la méthode biochimique en oxygène

La teneur en oxygène de l'eau est déterminée immédiatement après le prélèvement, puis à nouveau après un temps d'incubation de n jours à 20 °C. La différence entre les deux mesures correspond à la consommation d'oxygène, considérée dans ces conditions comme la demande biochimique en oxygène.

Aucun apport de nutriments ou ensemencement par des micro-organismes n'est apporté à l'échantillon lors de cet essai.

I-4-2- Matériels utilisés

o Flacons d'incubation en verre (dits flacons DBO), d'une capacité de 100 à 130 ml ou de préférence de 250 à 300 ml, munis de bouchons en verre, permettant une fermeture totalement hermétique.

o Armoire d'incubation, pouvant assurer une température de 20 °C.

o Si possible un appareillage de détermination électrochimique de l'oxygène dissous avec sonde (oxymètre). Le cas échéant, mettre en œuvre la méthode chimique de détermination de l'oxygène dissous (méthode de Winkler modifiée).

I-4-3- Mode opératoire

➤ La solubilité de l'oxygène dissous variant avec la température, la totalité de la détermination est réalisée à 20 °C. Toutes précautions utiles devront également être prises lors des opérations de remplissage pour éviter une modification de la teneur en oxygène du milieu.

➤ Porter la température de l'échantillon à 20 °C.

➤ Remplir un flacon d'incubation avec cet échantillon, jusqu'à débordement, en prenant soin d'éliminer toutes les bulles d'air.

➤ Déterminer la concentration en oxygène dissous (C₀) en mg/L.

➤ Boucher les flacons sans emprisonner de bulles d'air.

➤ Mettre à incuber à 20 °C à l'obscurité pendant n jours.

➤ Déterminer après incubation de n jours la concentration en oxygène dissous (C_n) en mg/L.

I-4-4- Expression des résultats

La demande biochimique en oxygène après 5 jours, exprimée en mg d'oxygène par litre correspond à : $DBO_n = C_0 - C_n$

n = nombre de jours d'incubation (5 ou 7).

C_0 = concentration en oxygène dissous dans l'échantillon au temps 0.

C_n = concentration en oxygène dissous dans l'échantillon après incubation de n jours.

I-4-5- Paramètres influençant la mesure de la DBO

- Quantité à analyser

La demande biochimique en oxygène pour une analyse dépend de la charge en substances organiques.

La mesure de la DBO_5 peut être évaluée à environ 80 % de la DCO.

La valeur réelle est calculée comme suit :

$DBO_5 \text{ (mgO}_2 \text{ /l)} = \text{Valeur lue} * \text{facteur}$

Mesurer les quantités pour faire l'analyse avec le ballon jaugé de trop plein et pour prendre les quantités exactes.

- Quantité à mesurer

- Eaux brutes 164 ml ;

- Eaux décantées 250 ml ;

- Eaux épurées 432 ml.

II- Modes opératoires des analyses microbiologiques :

II-1-Dénombrement des coliformes totaux

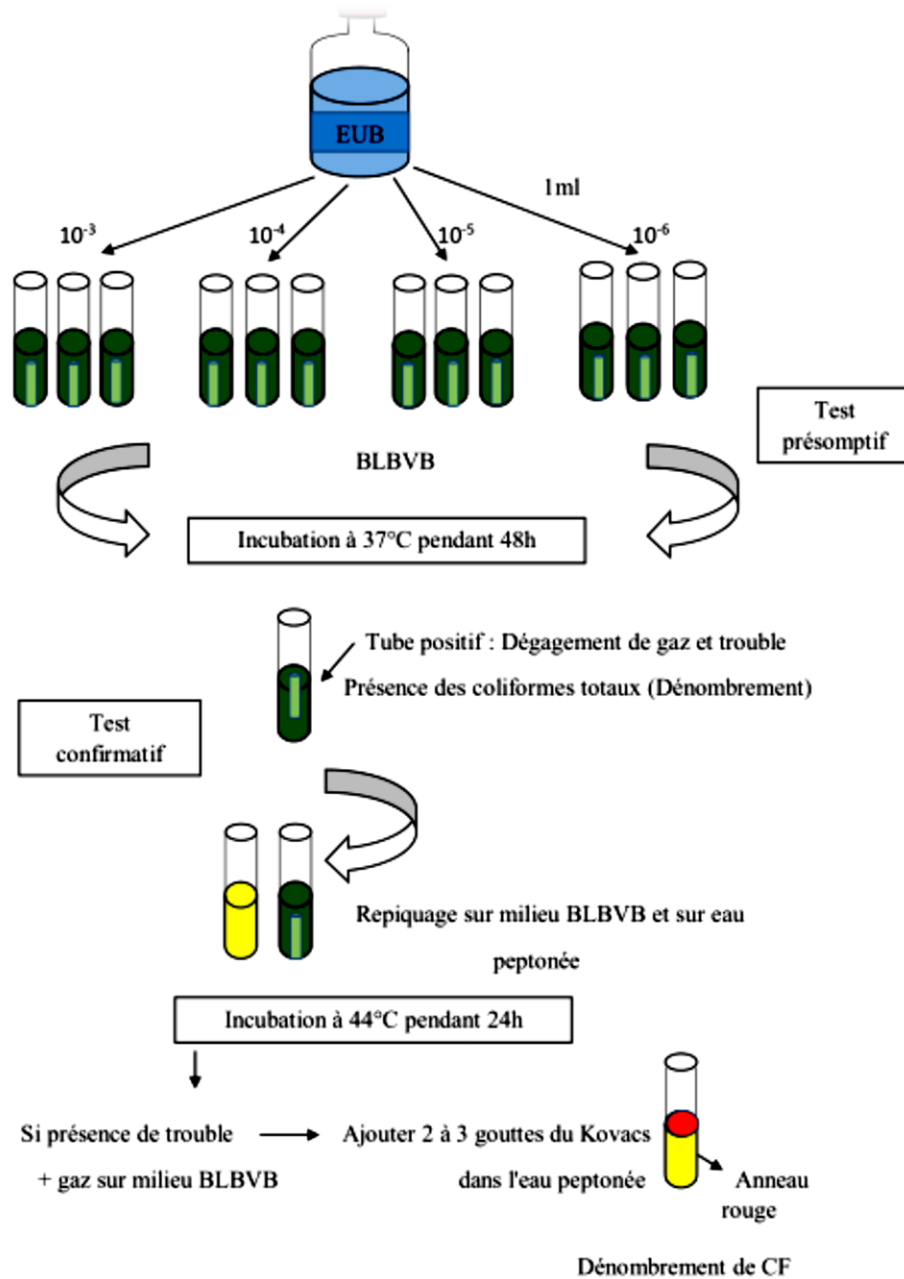


Figure 1. Méthode de dénombrement de coliforme totaux

II-2- Dénombrement des streptocoques fécaux (D)

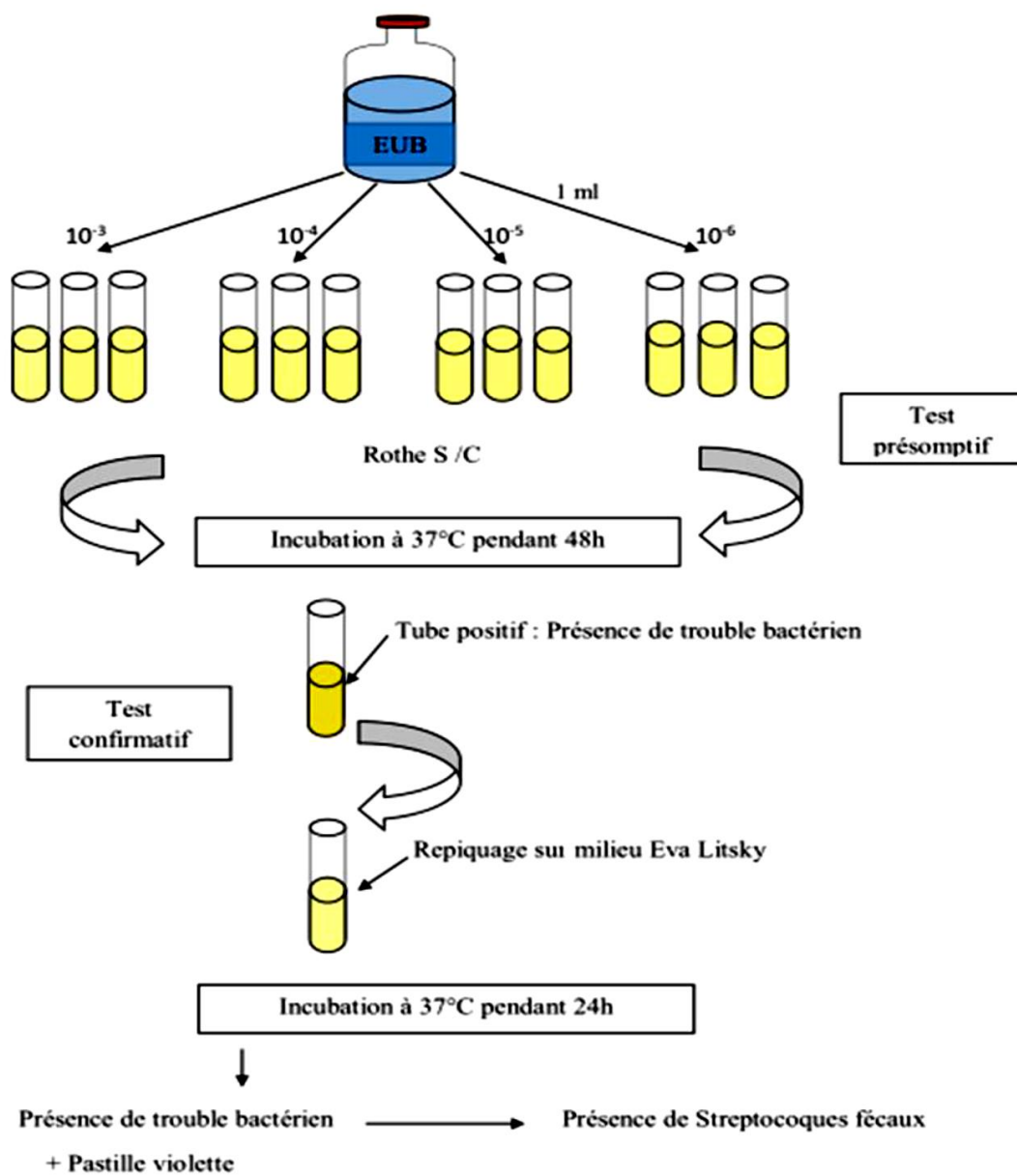


Figure 2. Méthode de dénombrement de streptocoques fécaux (D)

II-3- La table de mac Grady

Tableau 3 : la table de Mac Grady

Nombre de tubes donnant une réaction positive			N.P.P. dans 100 ml	Limites de confiance à 95 %	
3 tubes de 10 ml	3 tubes de 1 ml	3 tubes de 0,1 ml		Limite Inférieure	Limite supérieure
0	0	1	03	< 0,5	9
0	1	0	03	< 0,5	13
1	0	0	04	< 0,5	20
1	0	1	07	1	21
1	1	0	07	1	23
1	1	1	11	3	36
1	2	0	11	3	36
2	0	0	09	1	36
2	0	1	14	3	37
2	1	0	15	3	44
2	1	1	20	7	89
2	2	0	21	4	47
2	2	1	28	10	149
3	0	0	23	4	120
3	0	1	39	7	130
3	0	2	64	15	379
3	1	0	43	7	210
3	1	1	75	14	230
3	1	2	120	30	380
3	2	0	93	15	380
3	2	1	150	30	440
3	2	2	210	35	470
3	3	0	240	36	1 300
3	3	1	460	71	2 400
3	3	2	1 100	150	4 800

Annexe 2

Tableau 1 : Echelle de classification du pH de la solution du sol (Le Clech, 2000)

pH	5-6,5	<3,5	3,5-4,2	4,2-5	6,5-7,5	7,5-8,7	>8,7
Classes	Hyper acide	Très acide	Acide	Faiblement acide	Neutre	Basique	Très basique

Tableau 2 : Classe de degré de contamination (Kauskopf et Bird, 1995)






Degrés de contamination	Classe de contamination	Couleur
PLI<1	Pollution nulle	
1<PLI<2	Pollution modérée	
2<PLI<3	Pollution faible	
3<PLI<4	Pollution forte	
>4	Pollution très forte	

Tableau 3 : Fond géochimique des métaux étudiés (Kauskopf et Bird, 1995)

Métaux lourds	Fond géochimique
Pb	13
Cd	0.2

Tableau 4 : Classes de la qualité globale des eaux superficielles (SEQ-EAU) (MED et Agence de l'eau, 2003).

Classe de qualité	<i>Très bonne</i>	<i>Bonne</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Mauvaise</i>	<i>Très mauvaise</i>
Indice	80	60	40	20	0

TEMPÉRATURE					
Température (°C)	20	25	30	35	40

ACIDIFICATION					
pH min	6,5		8,5	3 - 6,5	
max	8,5		9,2	9,2 - 10	

DBO5 (mgO2/l)	3	5	10	25	
DCO (mgO2/l)	30	35	40	80	

MATIÈRES AZOTÉES					
Ammonium	0,1	0,5	2	5	

(mg/l)					
Nitrites (mg/l)	0,03	0,1	0,5	1	

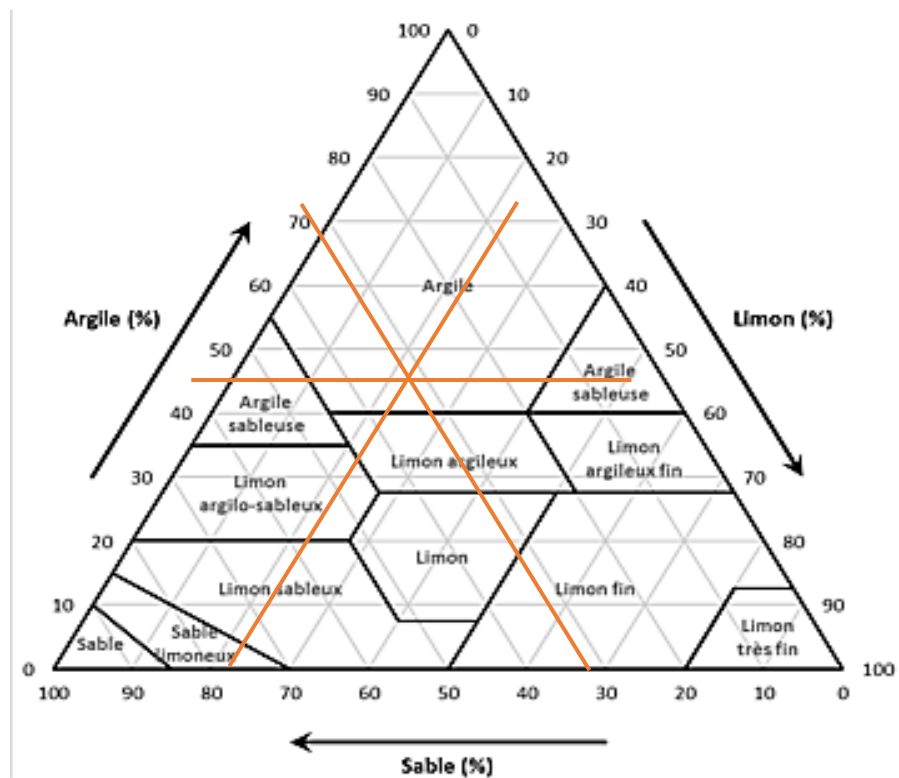
NITRATES					
Nitrates (mg/l)	2	10	25	50	75

MATIÈRES PHOSPHORÉES					
Orthophosphates (PO_4^{3-}) (mg/l)	0,2	0,5	1	5	20

MINÉRALISATION					
CE 20°C ($\mu\text{S/cm}$)	≥ 750	1300	2700	3000	7000
Fer (mg/l)	$< 0,5$	1	2	5	+ de 5
Chlorures (Cl-) (mg/l)	< 200	300	750	1000	+ de 1000
Sulfates (mg/l)	< 100	200	250	400	+ de 400

MICROORGANISMES					
Coliformes fécaux (u/100ml)	20	2000	20000	50000	
Coliformes totaux (u/100ml)	50	5000	50000	+ de 50000	
Streptocoques totaux (u/100ml)	20	1000	10000	+ de 10000	

Triangle texturale et classes texturales



Annexe 3

Résultats de l'analyse de la variance « ANOVA » des paramètres physico-chimiques de l'eau en fonction des stations (effet station).

pH

	SS	dll	MS	F	niveau p
Stations	0.5642	2	0.2821	10.26	0.01000

Oxygène dissous (OD)

c	SS	dll	MS	F	niveau p
Stations	21.7241	2	10.8620	97.515	0.00007

Demande biologique en oxygène (DBO₅)

	SS	dll	MS	F	niveau p
Stations	719.942	2	359.971	12141.86	0.00000

Matière en suspension (MES)

	SS	dll	MS	F	niveau p
Stations	867.702	2	433.851	3688.48	0.0000

Ammoniac (NH₃)

	SS	dll	MS	F	niveau p
Stations	69.1350	2	34.5675	3168.1	0.0000

Nitrates (NO₃)

	SS	dll	MS	F	niveau p
Stations	2380.8	2	1190.4	555.685	0.0000

Nitrites (NO₂)

	SS	dll	MS	F	niveau p
Stations	0.093086	2	0.0465	754.751	0.0000

Annexe 4

Résultats de l'analyse de la variance « ANOVA » des Teneurs en ETM des sédiments en fonction des stations (*effet station*).

Pb

	SS	dll	MS	F	niveau p
Stations	282917.1	2	0.2821	10.26	0.01000

Cd

	SS	dll	MS	F	niveau p
Stations	21.7241	2	10.8620	97.515	0.00007

Annexe 5

Résultats de l'analyse de la variance « ANOVA » des Teneurs en ETM en fonction des espèces végétales (*effet espèces*).

Pb

	SS	dll	MS	F	niveau p
Espèces	2713.769	3	904.590	12196.72	0.0000

Cd

	SS	dll	MS	F	niveau p
Espèces	1.074092	3	0358031	767.208	0.0000.

Résumé

Les décharges représentent des sources possibles de divers contaminants qui peuvent causer des problèmes de santé humaines et environnementaux, notamment sur les écosystèmes aquatiques avoisinants. La décharge municipale de la commune de Ziama Mansouriah qui côtoie l'oued Amsal, engendre une grande variété de polluants contribuant à la dégradation de la qualité du sol, de l'eau et des sédiments. Au niveau de cette décharge, le sol se trouve colonisé par des espèces végétales spontanées telles que : *Mentha spicata*, *Silybum marianum*, *Dittrichia viscosa* et *Pteridium aquilinum*, qui s'adaptent aux stress environnementaux extrêmes. Dans ce contexte, cette étude a porté sur l'évaluation de la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux de l'oued Amsal, du niveau de contamination par les ETM des sédiments et du sol, ainsi que la mise en relief du rôle de cette végétation dans la remédiation de cette décharge.

D'après les résultats, le RPI de la rivière Amsal révèle une eau non polluée pour le site (S1) (RPI=2,5), fortement polluée au site (S2) (RPI=8,25) et modérément polluée au site (S3) (RPI = 5,5). L'analyse microbiologique de l'eau révèle que les eaux de l'Oued Amsal sont de bonne qualité, pour les coliformes totaux, les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux. Pour *Escherichia coli*, les résultats révèlent sa présence dans toutes stations étudiées. L'application du rapport quantitatif R : CF/SF montre que la contamination des eaux de l'Oued Amsal par les matières fécales est strictement d'origine humaine. Les sédiments enregistrent l'ordre d'abondance suivant des métaux ($\text{g}\cdot\mu\text{g}^{-1}$) : Pb (156,2) >>> Cd (1,76). Les valeurs de l'indice Igeo révèlent que le Pb s'accumule plus que le Cd. Les CFs du Pb et du Cd étaient plus élevés (>6) au niveau du site (S2) engendrant une contamination élevée de ces deux métaux dans ce site. Les résultats du PLI révèlent une contamination modérée à extrêmement forte pour tous les sites, à l'exception du site (S1). Pour le sol, les concentrations en métaux lourds ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) varient de 2,70 à 3,54 et de 53,8 à 63,7 pour le Cd et le Pb respectivement. Les teneurs étaient au-dessus des limites autorisées. L'indice de contamination/pollution a indiqué une qualité du sol varie entre un état très fortement contaminé à légèrement pollué. L'étude a révélé que la *Mentha spicata* était l'espèce la plus efficace à absorber les métaux avec un coefficient d'enrichissement (CE) plus élevé pour le Cd et le Pb, indiquant sa capacité d'accumulation plus élevée comparativement aux autres espèces.

Mots clés : décharge, sol, sédiment, eaux, végétation spontanée, Oued Amsal

Abstract

Landfills represent possible sources of various contaminants that can cause human and environmental health problems, particularly to nearby aquatic ecosystems. The municipal landfill in the municipality of Ziama mensouriah, which borders the Wadi Amsal, generates a wide variety of pollutants that contribute to the degradation of the quality of the soil, water and sediments. At this landfill, the soil is colonized by wild plant species such as: *Mentha spicata*, *Silybum marianum*, *Dittrichia viscosa* and *Pteridium aquilinum*, which adapt to extreme environmental factors. In this context, this study focused on the assessment of the physico-chemical and microbiological quality of the waters of the Wadi Amsal, the level of contamination by ETM of the sediments and soil, as well as the highlighting of the role of this vegetation in the remediation of this landfill.

According to the results, the RPI of Amsal River indicates an unpolluted water at site (S1) (RPI=2.5), severely polluted water at landfill effluent discharge (S2) (RPI=8.25) and moderately polluted once at site (S3) (RPI=5.5). The microbiological analysis of the water reveals that the waters of Oued Amsal are of good quality, for total coliforms, fecal coliforms and fecal streptococci. For *Escherichia coli*, the results reveal its presence in all the stations studied. The application of the ratio R: CF / SF report shows that the contamination of the waters of Wadi Amsal by faeces is strictly of human origin. For sediments, the order of mean concentration ($\text{g}\cdot\mu\text{g}^{-1}$) of metals was Pb (156.2) >>> Cd (1.76). The Igeo values reveal that Pb was significantly accumulated compared to Cd. The highest CF values (>6) of Pb and Cd determined at site (S2) promote a high Pb and Cd contamination in that specific station. The PLI results showed that all sites, except for site (S1), have been found moderately to extremely heavy highly contaminated. In soil, concentrations of heavy metals ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) ranged from 2.70 to 3.54 and 53.8 to 63.7 for Cd and Pb respectively. The levels were all above the permissible limits. Contamination/Pollution index indicated that soil qualities varied between very severely contaminated to slightly polluted status. Significant difference was observed among the average concentrations of two metals in plants ($p<0.05$). The study revealed that *Mentha spicata* was most effective in taking up metals and showed a higher Enrichment Coefficient (EC) of Cd and Zn, indicating its higher accumulation ability compared with others species.

Keywords: landfill, soil, sediment, water, spontaneous vegetation, Amsal Wadi

ملخص

تمثل مدافن النفايات مصادر محتملة للعديد من الملوثات التي يمكن أن تسبب مشاكل صحية للإنسان والبيئة، لا سيما في النظم البيئية المائية القريبة. يعتبر المكب البلدي في بلدية زيامة منصورية المحاذي لوادي أمصال مصدرا لمجموعة متنوعة من الملوثات التي تساهم في تدهور جودة التربة والمياه والرواسب. على مستوى هذا المكب، التربة مغطاة من قبل أنواع من النباتات البرية مثل: *Mentha spicata* ، *Silybum marianum* ، *Dittrichia viscosa* و *Pteridium aquilinum* والتي تتكيف مع العوامل القاسية. في هذا السياق، ركزت هذه الدراسة على تقييم الجودة الفيزيائية والكيميائية والميكروبيولوجية لمياه وادي أمصال، ومستوى التلوث بواسطة ETM للرواسب والتربة، بالإضافة إلى إبراز دور هذا الغطاء النباتي في إعادة تأهيل هذا المكب.

وفقاً للنتائج، يشير RPI لوادي أمصال إلى وجود مياه غير ملوثة في الموقع S1 ($RPI = 2.5$)، مياه شديدة التلوث في الموقع S2 ($RPI = 8.25$) وملوثة بشكل معتدل في الموقع S3 ($RPI = 5.5$). كما كشف التحليل الميكروبيولوجي أن مياه واد أمصال ذات نوعية جيدة لعدم احتوائها على القولونيات الكلبية، القولونيات البرازية والمكورات العقدية البرازية. بالنسبة لـ *Escherichia coli*، أظهرت النتائج وجودها في جميع المحطات المدروسة. كما أوضح تطبيق المعامل الكمي R: CF / SF أن أصل تلوث مياه وادي أمصال بالبراز يرجع لمصدر بشري بحت. بينت النتائج أن تراكيز المعادن في الرواسب كان كالاتي: $Cd (1.76) \gg \gg Pb (156.2)$. كما أظهرت نتائج مؤشر التراكم الجيولوجي أن الرصاص أكثر تراكم من الكاديوم، أما معامل التلوث فقد أظهر ارتفاعا للرصاص و الكاديوم خصوصا على مستوى الموقع (S2). نتائج مؤشر كتلة التلوث أبانت عن تلوث متوسط إلى شديد للغاية لجميع المواقع باستثناء الموقع (S1). بالنسبة للتربة، تراوحت تراكيز المعادن الثقيلة ($g \cdot \mu g^{-1}$) من 2.70 إلى 3.54 ومن 53.8 إلى 63.7 للكاديوم و للرصاص على التوالي وهي مستويات أعلى من الحدود المسموح بها، كما يشير مؤشر التلوث / التلوث إلى أن جودة التربة تتفاوت بين حالة شديدة التلوث إلى حالة قليلة التلوث. أظهرت الدراسة أن النوع *Mentha spicata* كان أكثر الأنواع كفاءة في امتصاص المعادن، بمعامل إثراء (EC) كبير للكاديوم و للرصاص، مما يشير إلى قدرته التراكمية العالية مقارنة بالأنواع الأخرى.

الكلمات المفتاحية: مكب النفايات، التربة، الرواسب، الماء، النباتات العفوية، واد أمصال

Municipal solid waste landfill impact on sediments and surface water quality of Amsal River: A case study of Ziama Mansouriah landfill (Northeastern Algeria)

Leila Benfridja¹, Abderrezak Krika^{2*}, Fouad Krika³

1. Department of Environmental Sciences and Agronomic Sciences, Faculty of Nature Life and Sciences, University of Mohamed Seddik BenYahia Jijel, BP 98 Ouled Aissa, Jijel 18000, Algeria

2. Laboratory of Biotechnology, Environment and Health, University Mohamed Seddik BenYahia Jijel, BP 98 Ouled Aissa, Jijel (18000) Algeria

3. LIME laboratory, Faculty of Sciences and Technology, University of Jijel BP 98 Ouled Aissa, Jijel 18000, Algeria

*Corresponding Author's Email: a.krika@hotmail.com

ABSTRACT

Landfills represent possible sources of diverse contaminants that can cause human health and ecological problems. The purpose of this study is to assess the pollution caused by a leachate from Ziama Mensouriah municipal landfill (north-eastern Algeria) affecting sediments and surface water. The water quality has been evaluated using River Pollution Index (RPI). Sediment contamination assessment was carried out using the pollution indicators including: contamination factor (CF), pollution load index (PLI) and geo-accumulation index (Igeo). According to the results, the RPI of Amsal River indicates an unpolluted water at site 1 (S1) (RPI = 2.5), severely polluted water at landfill effluent discharge (S2) (RPI = 8.25) and moderately polluted once at site (S3) (RPI = 5.5). In sediments, the order of mean concentration ($\mu\text{g g}^{-1}$) of metals was Pb (156.2) > Cd (1.76). Furthermore, spatial distribution of both metals in sediments showed a significantly higher concentration at S2 indicating that metal pollution is caused by leachate from the studied municipal landfill. The Igeo values reveal that Pb was significantly accumulated compared to Cd. The highest CF values (>6) of Pb and Cd determined at S2 promote a high Pb and Cd contamination in that specific station. The PLI results showed that all sites, except for S1, were moderately to extremely heavy contaminated.

Key words: Landfill, Water, Sediments, Heavy metals, Algeria.

INTRODUCTION

Landfills constitute potential sources of different pollutants that could generate human health and environmental problems (Vural *et al.* 2017). Areas near landfills have a greater possibility of water contamination because of the potential pollution source of leachate originating from the nearby site. Leachates are produced as a result of rainwater percolation through the waste layers; physical, chemical, biochemical and microbiological reactions of the organics within the waste mass and due to the inherent or interstitial water content of the waste (Li *et al.* 2010; Schiopu & Gavrilescu 2010). The migration of landfill leachates into surface or groundwater is considered to be a serious environmental problem at both uncontrolled and engineered municipal landfill sites (Mor *et al.* 2006; Durmusoglu & Yilmaz 2006). The impact of landfill leachate on the surface and groundwater has given rise to a number of studies in recent years (Abu-Rukah and Kofahi 2001; Mor *et al.* 2006; Han *et al.* 2014; Talalaj 2014; Alam *et al.* 2020). Otherwise, assessing the actual impact of municipal solid waste landfills on the quality of surface waters is not an easy task. A variety of waste deposited in landfills cause the penetration of various substances, that are not subject of the periodic analytical studies or are not covered by continuous monitoring, into surface and ground waters (Melnik *et al.* 2014).

In Algeria, most of the landfills are situated beside the rivers. This situation has caused wide concern over the water safety. The Amsal River, located close to Ziama Mansouriah, is one of the most important ecosystems playing a very important role in minimizing rural poverty of the local people community (Henniche 2014).

The main objective of this study is (i) to investigate the water quality of Amsal River that receives effluents from the nearby municipal solid waste landfill of Ziama Mansouriah. The quality of water has been estimated using the River Pollution Index (RPI) depending on in-situ and laboratory analysis; (ii) to determine the levels of the toxic heavy metals (Pb and cd) in sediment; (iii) to explore the degree of contamination and pollution impacts using the following pollution indicators as: contamination factor (CF), pollution load index (PLI) and geo-accumulation index (Igeo); and (iv) to establish baseline data on the present status of the river that can be used by relevant authorities and other investigators.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The municipal solid waste landfill site is located in the north east of Jijel, Algeria at latitude 36°39'51" North, longitude 5°28'27" East, in the municipality of Ziama Mansouriah (Fig. 1). This landfill situated at the bank of Amsal River which was constructed without any lining preventing leaking of the leachate and served as the principal municipal waste disposal dump generated by the Ziama Mansouriah City.

The site covers an area of approximately 1.5 ha. It has been operating since 1993 and receives around 28000 m³ of municipal solid waste (MSW) per day (Henniche 2014). The climate in the study area is of Mediterranean type with dry warm summers and wet winters. During the winter months (November-February), there is an 80% of precipitation. The average temperature is 9 °C in January and 28 °C in July (Henniche 2014).

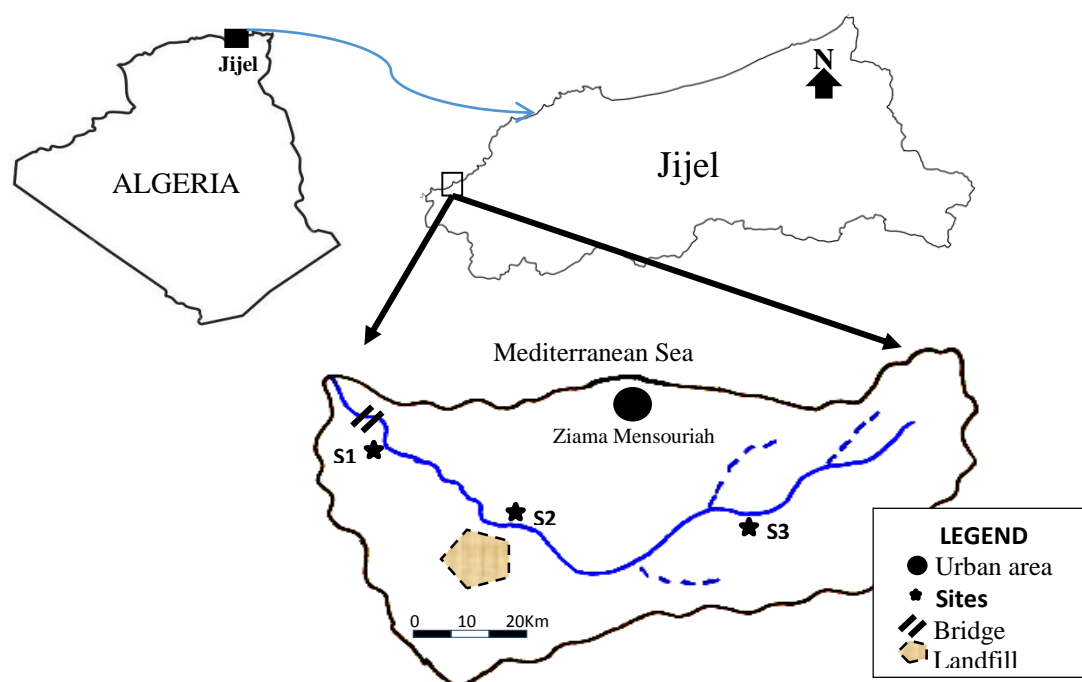


Fig. 1. Location of different sampling sites along Amsal River.

Data collection and analysis

According to the accessibility of the study area, three sampling points were chosen for river quality monitoring. Sampling site 1 (S1) is located at the upper part of the river, characterized by small rural communities, representing the background values, i.e. with little interference from anthropogenic activities. Site 2 (S2) is located at landfill effluent discharge and S3 at the upstream under Amsal Bridge with low level of agricultural development (Fig. 1).

Water and sediment analysis

River water and bed sediments were collected along the main stream from February to May 2019. From each sampling points, the water samples were collected using sampler from a depth of 30 cm from the water surface. Before collection, samplers were thoroughly cleaned and rinsed three times with the river water. Water samples were collected in triplicates to estimate the variability resulting from the sampling and analytical procedures using 200 mL-polyethylene bottles and stored in an ice box before transporting to the laboratory (Talabi *et al.* 2020). Seven water quality parameters were selected for the quality assessment including dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD), suspended solid (SS) and ammonia nitrogen. Standard methods of water and wastewater (AHPA 2005) were followed for the water sample collections and analyses. Otherwise, the analytical methods used for measuring the water quality parameters are presented in Table 1.

Table 1. Water quality parameters, units and analytical methods

Parameters	Unit	Analytical methods
pH	-	Digital multi-parameter system (Consort C561)
DO	mg L ⁻¹	Numerical oxymeter
BOD ₅	mg L ⁻¹	BOD metre (OXITOP IS6)
NO ₃ -N	mg L ⁻¹	Spectrophotometer (JENWAY 7315)
NO ₂ -N	mg L ⁻¹	Spectrophotometer (JENWAY 7315)
NH ₃ -N	mg L ⁻¹	Spectrophotometer (JENWAY 7315)
SS	mg L ⁻¹	Filtration and gravimetric

Sediment samples from 0 to 60 cm depth were collected at low tide at each sampling site using plastic sampling utensils and latex gloves to avoid sample contamination with metals. All these samples were placed in polyethylene bags, brought to the laboratory, dried to a constant dry weight at 60°C, and sieved with a 63-µm stainless steel sieve (Wang *et al.* 2011). Generally, finer sediments contain more heavy metals than the coarser ones. This enrichment is mainly due to surface adsorption and ionic attraction (Szefer *et al.* 1996). The samples were chemically analysed for detection of heavy metals (Cd and Pb). Accurately 0.5 g dry powder of sample was weighed, and digested with HNO₃, H₂SO₄ and H₂O₂ (2:6:6) as prescribed by Saison *et al.* (2004). Heavy metals were analysed using atomic absorption spectrometry.

Water quality evaluation index

The river pollution index (RPI) is an index, which is employed to explore monitor trends for both planning and day-to-day management of surface water quality for the public currently.

The latter was computed, using the following equation (Liou *et al.* 2004).

$$RPI = \frac{1}{4} \sum_{i=1}^4 S_i \quad (1)$$

where S_i represents the index scores and the RPI value ranges from 1 to 10.

The RPI involves four variables: dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD₅), suspended solids (SS), and ammonia nitrogen (NH₃-N), each is ultimately converted to a four-state quality sub-index (1, 3, 6, and 10). The overall index is then divided into four pollution levels (non-polluted, lightly-polluted, moderately-polluted, and grossly-polluted) by averaging the four sub-indices (Table 2) (Liou *et al.* 2003).

Heavy metal evaluation index

Three indices of geo-accumulation index (I_{geo}), contamination factor (CF), and pollution load index (PLI) were used to gain information about the sources of metal pollutants and to assess the metal pollution status.

Table 2. The classification ranks defined by the existing river pollution index (RPI)

Items (mg L ⁻¹)	Ranks			
	Unpolluted	Negligibly polluted	Moderately polluted	Severely polluted
DO	Above 6.5	4.6-6.5	2.0-4.5	Under 2
BDO ₅	Under 3	3.0-4.9	5.0-15	Above 15
SS	Under 20	20-49	50-100	Above 100
NH ₃ -N	Under 0.5	0.5-0.99	1.0-3.0	Above 3.0
Index Scores (S _i)	1	3	6	10
RPI	Under 2	2.0-3.0	3.1-6.0	Above 6.0

Geo-accumulation index (I_{geo})

Geo-accumulation index (I_{geo}) was developed by Müller (1969) and was calculated by the following equation:

$$I_{geo} = \text{Log}_2 \frac{C_n}{1.5 \times B_n} \quad (2)$$

where C_n is the measured concentration of the examined metal (n) in the sediment and B_n is the geochemical background concentration of the metal (n). Factor 1.5 is the background matrix correction factor due to lithogenic effects. The crustal abundance data of Turekian & Wedepohl (1961) were used as background data. The geo-accumulation index consists of seven grades or classes (Table 3).

Table 3. Descriptive classes for I_{geo} values (Müller 1981).

Sediment quality	I _{geo}	I _{geo} Class
Unpolluted	$I_{geo} < 0$	0
Unpolluted to moderate polluted	$0 < I_{geo} \leq 1$	1
Moderately polluted	$1 < I_{geo} \leq 2$	2
Moderately to heavily polluted	$2 < I_{geo} \leq 3$	3
Heavily polluted	$3 < I_{geo} \leq 4$	4
Heavily to extremely polluted	$4 < I_{geo} \leq 5$	5
Extremely polluted	$I_{geo} > 5$	6

Contamination Factor (CF)

The contamination factor (CF) of a single trace element was calculated, as suggested by Min *et al.* (2013) and Kerolli-Mustafa *et al.* (2015). It was used to evaluate the contamination of the single heavy metal in our samples (Formula 3).

$$CF = \frac{C_{sample}^i}{C_{reference}^i} \quad (3)$$

where CF is the contamination factor for a heavy metal; C_{sample}^i is the measured value of the heavy metal in the sediment; $C_{reference}^i$ is the parameter for calculation.

The contamination levels were classified based on their intensities on a scale ranging from 1 to 6 as shown in Table 4.

Table 4. Sediments contamination level based on contamination factor (CF) value (Hakanson 1980).

Contamination level	CF value
Low	$CF < 1$
Moderate	$1 < CF \leq 3$
considerable	$3 < CF \leq 6$
Very high	$CF > 6$

Pollution load index (PLI)

The PLI was originally used to determine the pollution load of sediments. It can also give a simple and relative means for the evaluation of the degree of metal pollution (Tomlinson *et al.* 1980). This parameter is expressed as:

$$PLI = \sqrt[n]{Cf_1 \times Cf_2 \times Cf_3 \times \dots \times Cf_n} \quad (4)$$

where n is the number of metals and Cf is the contamination factor. PLI can be classified as no pollution ($PLI < 1$), moderate pollution ($1 < PLI < 2$), heavy pollution ($2 < PLI < 3$), and extremely heavy pollution ($3 < PLI$) (Tomlinson *et al.* 1980).

Statistical analysis

The results were expressed as means \pm S.D. One-Way ANOVA (Post-hoc Newman-Keuls test) was conducted to show the significant differences among the sites for water and sediment samples at 5% level of significance (Zar 1999). All statistical processes were performed using packaged STATISTICA software (version 8.0).

RESULTS AND DISCUSSION

Physicochemical characteristics of water

The physicochemical parameters of the water samples are presented in Table 5. The results showed that there are significant variations in physicochemical parameters of water among the three different sites.

Table 5. Water quality parameters (mean \pm SD) at the level of the sampling sites.

Parameters	S1	S2	S3
pH	7.57 \pm 0.11 ^a	8.17 \pm 0.21 ^b	7.77 \pm 0.15 ^a
DO (mg L ⁻¹)	5.34 \pm 0.03 ^a	1.79 \pm 0.02 ^b	4.75 \pm 0.57 ^a
BOD (mg L ⁻¹)	3.91 \pm 0.03 ^a	25.65 \pm 0.10 ^c	12.40 \pm 0.27 ^b
SS (mg L ⁻¹)	12.76 \pm 0.04 ^a	36.80 \pm 0.01 ^c	25.41 \pm 0.61 ^b
NH ₃ -N (mg L ⁻¹)	0.89 \pm 0.03 ^a	7.53 \pm 0.02 ^c	5.45 \pm 0.17 ^b
NO ₃ -N (mg L ⁻¹)	30.53 \pm 2.41 ^a	69.5 \pm 0.52 ^c	42.8 \pm 0.55 ^b
NO ₂ -N (mg L ⁻¹)	0.096 \pm 0.006 ^a	0.342 \pm 0.003 ^c	0.18 \pm 0.01 ^b

a, b, c: homogeneous groups (Newman-Keuls test, $\alpha = 0.05$).

Water pH

Water pH affects biological processes in aquatic systems and chemical processing of water post abstraction (Chatanga *et al.* 2019). The lowest pH (7.57) was found in S1 while the highest (8.17) belonged to S2 (Table 5). In most cases, the samples collected at downstream the river from the landfill had lower pH in comparison with those at upstream (Melnik *et al.* 2014). Alkalinity of river water at landfill effluent discharge (S2) may be due to the effect of leachate migration to the surface water of Amsal River from both the closed- and currently- exploited landfill. Bhouyan (1979) and Mahmood *et al.* (1992) reported that industrial and municipal waste can significantly affected the water pH at the dumped site.

Dissolved oxygen (DO)

The dissolved oxygen data are valuable in determining the water quality criteria of an aquatic system. In the system where the rates of respiration and organic decomposition are high, the DO values usually remain lower than those systems where the rate of photosynthesis is high (Tripathi *et al.* 1991). As shown in Table 5, in the S2, located close to the landfill point discharge oxygen concentration descends to 1.79 mg L⁻¹, while the highest values belonged to S1 (5.34 mg L⁻¹). Increased microbial decomposition of large amount of organic matter at Site 2 also caused a significant depletion of DO.

Ammoniacal nitrogen (NH₃-N)

The lowest NH₃ (0.89) was found in the S1 while the highest (7.53) belonged to S2 (Table 5). The increased NH₃ in water indicates the existence of highly active pollutants coming from landfill leachate as well as the decomposition of organic matters. According to Fang *et al.* (2012), ammonia is one of the odorous substances which are emitted from the landfill sites. In addition, decomposition of proteins may be responsible for the release of ammonia from the solid waste (De *et al.* 2016). According to Gupta *et al.* (2015), increase in oxygen demand and eutrophication of the aquatic resources are the notable consequences of nitrogen pollution by ammoniacal nitrogen.

Suspended solids (SS)

The SS consists of mud, fine sand, and microorganisms caused by soil erosion and are carried into the body of water (Effendi 2003). A high value of 36.80 mg L⁻¹ was measured for S2, followed by S3 with 25.41 mg L⁻¹ and 9.67 mg L⁻¹ in S1 (Table 5).

Location of sampling site can be the factor for high result of SS at S2 which is located at landfill effluent discharge. Indeed, the presence of SS can result in turbidity of water, reduced rate of phytoplankton photosynthesis and dropped water productivity (Nartey *et al.* 2012). Such conditions can reduce the supply of dissolved oxygen in water bodies (Effendi 2003).

Biochemical oxygen demand (BOD₅)

Biochemical oxygen demand (BOD) is the amount of oxygen, used by the microbes to decay carbon-based materials in water within five days period (APHA 2005). The Lower values of BOD were observed in the upper and lower parts of the river, i.e., S1 and S3 (3.91 and 12.40 mg L⁻¹ respectively). However, a high value of BOD (25.65 mg L⁻¹) was recorded at S2 suggesting that this site was rich in organic matter content discharged to the rivers by leachate landfill. Prasanna & Ranjan (2010) and Mishra *et al.* (2014) also reported that BOD₅ of water can be affected by organic content of the water body.

Nitrate (NO₃-N) and nitrite (NO₂-N)

The higher NO₃-N level was observed in S2 (7.53 mg L⁻¹) followed by 5.45 and 0.89 mg L⁻¹ at S3 and S1 respectively (Table 5). In the case of NO₂-N, the highest level was recorded in S2 (0.342 mg L⁻¹), whereas the lowest belonged to S3 and S1 (0.18 and 0.096 mg L⁻¹ respectively) (Table 5).

In the study area, the higher values of NO₃-N and NO₂-N at S2 may be due to leachate from the landfill site indicating that the studied river is exposed to a risk of the nitrate and nitrite pollution. Indeed, nitrogen is recorded at high levels in most landfill leachate studies with Robinson (1995) and Kjeldsen *et al.* (2002) both describing it as the dominant pollutant.

Estimation of RPI

Based on Table 2, water is classified as unpolluted for RPI values lower than 2.0; negligibly polluted when its values ranged between 2.0 and 3.0; moderately polluted when it is above 3.0 and less than 6.0. RPI values above 6.0 is classified as severely-polluted.

According to Table 6, the water quality of Amsal River was classified as severely polluted at S2, moderately polluted at S3 and negligibly polluted at S1. Indeed, at S2, discharged effluent from the landfill was clearly the point source of water pollution and caused higher pollution rate.

Table 6. Results of river pollution index (RPI) of studied sites.

	S1	S2	S3
RPI	2.5	8.25	5.5
	Negligibly polluted	Severely polluted	Moderately polluted

Heavy metal concentration in sediment

The concentrations of lead and cadmium in the bed sediment samples are presented in Table 7. It was found that cadmium was the least concentrated heavy metal in all the sites sampled, consistent with results of Seshan *et al.* (2010) and Azizi *et al.* (2019). In One-Way ANOVA test, the concentrations of all metals showed significant differences among the sites ($p < 0.05$) (Table 7). The S2 showed maximum concentrations of all metals, due to landfill leaching into the river, hence, identified as hot spot. The mean lowest values of Cd and Pb were observed at S1, which can be explained by the fact that this site is far from the studied landfill compared to S2 and S3. The presence of lead in the water may be due to lead-acid batteries, plastics and rubber remnants, lead foils such as bottle closures, used motor oils and discarded electronic gadgets including televisions, electronic calculators and stereos (WHO 2004) where leachates from the waste dumpsites may find their way into the rivers. However, the highest Cd concentrations observed at S2 could be attributed to the discharge of contaminants including nickel and cadmium batteries used in domestic and urban activities, representing almost 50% of Cd in the urban solid waste (Segura-Muñoz *et al.* 2004). There are numerous reports on metal contamination in river sediments around the world. Comparing heavy metal concentrations in Amsal River (Table 7) revealed that the extent of Pb and Cd pollutions in the study area was higher than in some rivers (Banu *et al.* 2013; Hassan *et al.* 2015; Islam *et al.* 2015), while less than the others (Grosbois *et al.* 2001; Mohiuddin *et al.* 2011).

Assessment of sediment contamination

To assess the impacts of trace elements in sediments, the metal levels in Amsal River were compared with metal background concentrations obtained by Krauskopt & Bird (1995) followed by applying numerical sediment quality guidelines (SQGs) (MacDonald *et al.* 2000). Two consensus-based values were reported for each potential contaminant: (1) the threshold effect concentration (TEC), which is the concentration below which harmful effects are unlikely to be observed; and (2) the probable effects concentration (PEC), i.e., the concentration above which

harmful effects are likely to be appeared (Ahdy & khaled 2009). As shown in Table 7, the average sediment metal levels from Amsal River are higher than the background concentrations. In addition, the mean concentrations of Pb and Cd in all sediment samples are evidently greater than TEC, suggesting that adverse biological effect could occasionally be observed. Besides, the mean level of Pb in all of the sediment samples exceed PEC, representing that adverse biologic effects could frequently occur.

Table 7. Mean concentrations of metals ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) in bed sediment comparison with background values, selected rivers in the world and sediment quality guidelines (SQGs).

Sites	Cd ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Pb ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	References
S1	0.02±0.004 ^a	9.43 ± 0.61 ^a	
S2	5.10±0.22 ^b	405.6 ± 21.6 ^c	
S3	0.16±0.05 ^a	53.5 ± 5.20 ^b	
Mean	1.76	156.20	Present study
Meghna River	0.23	9.47	Hassan et al. (2015)
Turag River	0.28	32.78	Banu et al. (2013)
Korotoa River	1.20	58.0	Islam et al. (2015)
Boriganga River	5.30	476.50	Mohiuddin et al. (2011)
Upper Spokane River	6.90	390.0	Grosbois et al. (2001)
Background	0.2	13	Krauskopt & Bird (1995)
SQGs			MacDonald et al. (2000)
TEC	0.99	35.8	
PEC	4.98	128	

Evaluation of heavy metal pollution

In Amsal River, the calculated values of I_{geo} (Table 8) indicated that, in the case of Pb, sediment quality ranges from unpolluted ($I_{\text{geo}} < 0$) at S1, unpolluted to moderately-polluted ($0 < I_{\text{geo}} \leq 1$) at S3 and heavily-polluted ($3 < I_{\text{geo}} < 4$) at S2. I_{geo} values of Cd ($I_{\text{geo}} < 0$) at S1 and S3 indicated that these sites were unpolluted with this metal. In contrast, the I_{geo} value of Cd at S2 was above 3, suggesting that this site was heavily polluted. On the basis of the mean values of I_{geo} , the sediments were enriched with metals in the following order: Pb > Cd.

Table 8. Geo-accumulation Index (I_{geo}), Contamination Factor (CF) and Pollution Load index (PLI) values.

Sites	I_{geo}		PLI	CF	
	Pb	Cd		Pb	Cd
S1	-1.68	-5.11	0.19	0.46	0.08
S2	3.75	3.50	18.50	20.14	17.02
S3	0.85	-1.52	1.20	2.67	0.54
Total mean	0.97	-1.04	6.63	7.75	5.88

On the other hand, both CF and PLI are widely used to evaluate the degree of heavy metal pollution in the sediments (Vural 2015). Table 8 presents CF values for heavy metals, recorded at different sampling sites. The mean CF values for metals in the studied area appeared in the following sequence Pb > Cd. The highest CF value was 20.14 for Pb at S2 which is categorized as a very high-contaminated. The CF values for Pb indicated low and moderate contaminations at S1 and S3, respectively. In the case of Cd, the highest CF value was 17.02 at S2 which is categorized as a very high-contaminated. The CF values for heavy metals were below 1 at other sites, suggesting that these elements in sampling sediments had low contamination. The maximum and minimum PLI were 0.19 and 18.50, respectively. Based on the PLI values, Amsal River should be classified as having no pollution ($\text{PLI} < 1$) in S1; moderate pollution ($1 < \text{PLI} < 2$) in S3 and extremely heavy pollution ($3 < \text{PLI}$) in S2. As a rule, S2 located close to landfill had the highest PLI values and therefore, exhibiting characteristics of baseline pollution.

CONCLUSION

The main environmental concern in this study is the effect of landfills leachate on the surface water quality. Results obtained in this study reveal that the quality of the surface water near the municipal landfill has been strongly affected when the effluent mixed with the river water. The physicochemical water analysis of the studied sites showed that, all measured parameters were important in site 2 (S2) compared to the others sites (S1 and S3), with the exception of DO. According to the river pollution index (RPI), surface water quality of Amsal River is unpolluted at S1, severely polluted at landfill effluent discharge S2 and moderately polluted at S3. In case of the

sediments, abundance of heavy metals was ranked as follows: Pb > Cd. However, all metal concentrations exceeded background values. The contamination factor (CF), pollution load index (PLI) and geoaccumulation index (I_{geo}) revealed that sediments were unpolluted to extremely polluted by heavy metals. Obtained results confirm that the leachates from the studied municipal landfill pose a potential source of the Amsal River pollution. Hence, the authors recommend that, the open landfill should be closed and treated to minimize the impact of these pollutants by application of different remedial action like phytoremediation and bioremediation in order to preserve quality of this ecosystem

REFERENCES

- Abu-Rukah, Y & Al-Kofahi, O 2001, The assessment of the effect of landfill leachate on ground-water quality - a case study, El-Akader Landfill Site - North Jordan. *Journal of Arid Environments*, 49: 615-630.
- Ahdy, HHH & Khaled, A 2009, Heavy Metals Contamination in Sediments of the Western Part of Egyptian Mediterranean Sea. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 3: 3330-3336.
- Alam, P, Sharholly, M & Ahmad, K 2020, A Study on the Landfill Leachate and Its Impact on Groundwater Quality of Ghazipur Area, New Delhi, India. *Recent Developments in Waste Management*, 57:345-358.
- APHA 2005, American Water Works Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. New York, 264 p.
- Azizi, A, Krika, A & Krika, F 2019, Heavy metal bioaccumulation and distribution in *Typha latifolia* and *Arundo donax*: implication for phytoremediation. *Caspian Journal of Environmental Sciences*, 18: 21-29.
- Banu, Z, Chowdhury, MSA, Hossain, MD & Nakagami, K 2013, Contamination and ecological risk assessment of heavy metal in the sediment of Turag river, Bangladesh: An index analysis approach. *Journal of Water Resource and Protection*, 5: 239-248;
- Bhouyan, AM 1979, Effect of industrial pollution on the biology of the Karnafully River. M. Phil. Thesis, University of Chittagong, Bangladesh. p 164.
- Bhuiyan, MAH, Islam, MA, Dampare, SB, Parvez, L & Suzuki, S 2020, Evaluation of hazardous metal pollution in irrigation and drinking water systems in the vicinity of a coal mine area of north western Bangladesh. *Journal of Hazardous Materials*, 179: 1065-1077.
- Chatanga, P, Ntuli, V, Mugomeri, E, Keketsi, T & Chikowore, NVT 2019, Situational analysis of physico-chemical, biochemical and microbiological quality of water along Mohokare River, Lesotho. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 45: 45-51.
- De, S, Maiti, SK, Hazra, T, Debsarkar, A & Dutta, A 2016, Leachate characterization and identification of dominant pollutants using leachate pollution index for an uncontrolled landfill site. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 2: 177-186.
- Durmusoglu, E & Yilmaz, C 2006, Evaluation and temporal variation of raw and pre-treated leachate quality from an active solid waste landfill. *Water Air and Soil Pollution*, 171: 359-382.
- Effendi, H 2003, Water quality analysis for aquatic resources management. Yogyakarta: Kanisius. 258 p.
- Fang, JJ, Yang, N, Cen, DY, Shao, LM & He, PJ. 2012, Odor compounds from different sources of landfill: characterization and source identification. *Waste Management*, 32: 1401-1410.
- Fernández, DS, Puchulu, ME & Georgieff, SM 2014, Identification and assessment of water pollution as a consequence of a leachate plume migration from a municipal landfill site (Tucumán, Argentina). *Environmental Geochemistry and Health*, 36: 489-503.
- Grosbois, CA, Horowitz, AJ, Smith, JJ & Elrick, KA 2001, The effect of mining and related activities on the sediment-trace element geochemistry of Lake Coeur d'Alene, Idaho, USA. Part III. Downstream effects: the Spokane River Basin. *Hydrological Processes*, 15: 855-875.
- Gupta, VK, Sadegh, H, Yari, M, Shahryari-Ghoshekandi, R, Maazinejad, B & Chahardori, M 2015, Removal of ammonium ions from wastewater. A short review in development of efficient methods. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 1: 149-158.
- Hakanson, L 1980 Ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach. *Water Research*, 14: 975-1001.
- Han, DM, Tong, XX, Currell, MJ, Cao, GL, Jin, MG & Tong, CS 2014, Evaluation of the impact of an uncontrolled landfill on surrounding groundwater quality, Zhoukou, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 136: 24-39.

- Hassan, M, Rahman, MATMT, Saha, B, Ibne Kamal, A.K 2015, Status of Heavy Metals in Water and Sediment of the Meghna River, Bangladesh. *American Journal of Environmental Sciences*, 11: 427-439.
- Henniche, S 2014, Evaluation of the current Zn and Cd contents of soils and spontaneous vegetation of the Ziama Mensouria landfill. MSc. Dissertation, Department of Environmental Sciences and Agronomic Sciences, Faculty of Nature Life and Sciences, University of Mohamed Seddik BenYahia Jijel, Algeria, 34 p.
- Islam, MS, Ahmed, MK, Raknuzzaman, M, Habibullah-Al-Mamun, M & Islam, MK 2015, Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological Indicators*, 48: 282-291.
- Kerolli-Mustafa, M, Fajković, H, Rončević, S & Ćurković, L 2015, Assessment of metals risks from different depths of jarosite tailing waste of Trepča Zinc Industry, Kosovo based on BCR procedure. *Journal of Geochemical Exploration*, 148:161-168.
- Kjeldsen, P, Barlaz, MA, Rooker, P, Baun, A, Ledin, A, & Christensen, TH 2002, Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32: 297-336.
- Krauskopf, KB & Bird, DK 1995, Introduction to Geochemistry, 3rd ed., WCB McGraw-Hill, Boston, MA.
- Li, W, Hua, T, Zhou, Q, Zhang, S & Li, F 2010, Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption. *Desalination*, 264: 56-62.
- Liou, SM, Lo, SL & Hu, CY 2003, Application of two-stage fuzzy set theory to river quality evaluation in Taiwan. *Water Research*, 37: 1406-1416.
- Liou, SM, Lo, SL & Wang, SH 2004, A generalized water quality index for Taiwan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 96: 35-52.
- MacDonald, DD, Ingersoll, CG & Berger, TA 2000, Development and evaluation of consensus based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39:20-31.
- Mahmood, N, Chowdhury, MSU, Hossain, MM, Haider, SMB & Chowdhury, SR 1992, Review of the state of environment relating to marine fisheries of Bangladesh, Country status report, BOBP (FAO) MS.CU. p 85.
- Melnyk, A, Kuklińska, KL, Wolska & Namieśnik, J 2014, Chemical pollution and toxicity of water samples from stream receiving leachate from controlled municipal solid waste (MSW) landfill. *Environmental Research*, 135:253-261.
- Min, X, Xie, X, Chai, L, Liang, Y, Li, M & Ke, Y 2013, Environmental availability and ecological risk assessment of heavy metals in zinc leaching residue. *The Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 23:208-218.
- Mishra, S, Singh, AL & Tiwary, D 2014, Studies of physico-chemical status of the ponds at Varanasi Holy City under Anthropogenic influences. *Journal of Environmental Research and Development*, 4:261-268.
- Mohiuddin, KM., Ogawa, Y, Zakir, HM, Otomo, K & Shikazono, N 2011, Heavy metals contamination in water and sediments of an Urban river in a developing country. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 8:723-736.
- Mor, S, Ravindra, K, Dahiya, RP & Chandra, A 2006, Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118: 435-456.
- Muller, G 1969, Index of geo-accumulation in the sediments of the Rhine River. *GeoJournal*, 2:108-118.
- Müller, G 1981, Die Schwermetallbelastung der sedimente des Neckars und seiner Nebenflüsse: eine Bestandsaufnahme. *Chemical Zeitung*, 105: 157-164 (In Germany).
- Nartey, VK, Hayford, EK & Ametsi, SK 2012, Assessment of the Impact of Solid Waste Dumpsites on Some Surface Water Systems in the Accra Metropolitan Area, Ghana. *Journal of Water Resource and Protection*, 4: 605-615.
- Prasanna, MB, Ranjan & PC 2010, Physico chemical properties of water collected from Dhamra estuary. *International Journal of Environmental Science*, 1: 329-334.
- Robinson, HD 1995, A Review of the composition of leachates from domestic wastes in landfill sites. UK7 Aspinwall and Company for the Department of the Environment, 511 p.

- Saison, C, Schwartz, C & Morel, JL 2004, Hyperaccumulation of metals by *Thlaspi caerulescens* as affected by root development and Cd-Zn/Ca-Mg interactions. *International Journal of Phytoremediation*, 6:49-61.
- Schiopu, AM & Gavrilescu, M 2010, Options for the treatment and management of municipal landfill leachate: common and specific issues. *CLEAN*, 38: 1101-1110.
- Segura-Muñoz, SI, Takayanagui, AMM, Trevilato, TMB & Santos, CB 2004, Trace element distribution in surface soil in the area of a municipal solid waste landfill and a medical waste incinerator. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 72:157-164;
- Seshan, BRR, Natesan, U & Deepthi, K 2010, Geochemical and statistical approach for evaluation of heavy metal pollution in core sediments in southeast coast of India. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 7: 291-306.
- Szefer, P, Szefer, K, Glasby, GP, Pempkowiak, J & Kaliszan, R 1996, Heavy metal pollution in surficial sediments from the southern Baltic Sea off Poland. *Journal of Environmental Science and Health*, A31: 2723-2754.
- Talabi, AT, Odunaike, KO, Akinyemi, LP & Bashiru BO 2020, Investigation for heavy metals in river waters in the federal capital territory, North Central of Nigeria. *International Journal of Energy and Water Resources*, 4: 213-219.
- Talalaj, IA 2014, Assessment of groundwater quality near the landfill site using the modified water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186:3673-3683.
- Tomlinson, D, Wilson, J, Harris, C & Jeffrey, D 1980, Problems in the assessment of heavy metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresun*, 33: 566-575.
- Tripathi, BD, Sikandar, M & Shukla, SC 1991, Physico-chemical characterization of city sewage discharged into river Ganga at Varanasi, India. *Environment International*, 17: 469-478.
- Turekian, K & Wedepohl, KH 1961, Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of America Bulletin*, 72: 175-192.
- Vural, A, Gündoğdu, A, Baltacı, C & Akpınar, I 2017, Environmental impact of Gümüşhane City, Turkey, waste area in terms of heavy metal pollution. *Natural Hazards*, 88: 867-890. Doi: 10.1007/s11069-017-2896-1
- Vural, A 2015, Contamination Assessment of Heavy Metals Associated with an Alteration Area: Demirören Gumushane, NE Turkey. *Journal of Geological Society of India*, 86: 215-222. Doi:10.1007/s12594-015-0301-9
- WHO 2004, Environmental Chemistry, 2nd Edition, WH Freeman and Co., New York, p484 p.

اثر مواد جامد زباله شهری بر روی رسوبات و کیفیت آب سطحی رود امسال: مطالعه موردی زباله دان زیاما منصوریا (شمال شرقی الجزایر)

لیلا بنفریجا^۱، عبدالرزاق گریکا^{۲*}، فواد کریکا^۳

۱- گروه علوم محیطی و علوم آگرونومیک، دانشکده حیات طبیعی و علوم، دانشگاه محمد صدیق بن یحیی جیجل، بی پی ۹۸، اولد عیسی جیجل ۱۸۰۰۰ الجزایر

۲- آزمایشگاه زیست فناوری، محیط زیست و بهداشت، دانشگاه محمد صدیق بن یحیی جیجل، بی پی ۹۸، اولد عیسی جیجل ۱۸۰۰۰ الجزایر

۳- آزمایشگاه LIME، دانشکده علوم و فناوری، دانشگاه محمد صدیق بن یحیی جیجل، بی پی ۹۸، اولد عیسی جیجل ۱۸۰۰۰ الجزایر

(تاریخ دریافت: ۹۹/۰۱/۳۱ تاریخ پذیرش: ۹۹/۰۶/۲۲)

چکیده

مکان‌های دفن زباله منبع احتمالی آلاینده‌های متنوعی هستند که می‌توانند مشکلات بهداشت انسانی و بوم‌شناختی ایجاد کنند. هدف این مطالعه ارزیابی آلودگی ایجاد شده توسط نشت مکان دفن زباله زیاما منصوریا (شمال شرقی الجزایر) بر روی رسوبات و آب سطحی است. کیفیت آب توسط شاخص آلودگی رودخانه (RPI) ارزیابی شد. ارزیابی آلودگی رسوبات با استفاده از شاخص‌های آلودگی مانند فاکتور آلودگی (CF)، شاخص بار آلودگی (PLI) و شاخص تجمع زمین‌شناختی (Igeo) انجام شد. بر اساس نتایج RPI رود امسال نشان داد که ایستگاه ۱ غیر آلوده است ($RPI = 2.5$)؛ ایستگاه ۲ شدیداً آلوده است ($RPI = 8.25$)؛ و ایستگاه ۳ آلودگی متوسط دارد ($RPI = 5.5$). در رسوبات ترتیب میانگین غلظت عناصر سرب با ۱۵۶،۲ بیشتر از کادمیوم با ۱،۶۷ میکروگرم بر گرم بود. به علاوه، انتشار مکانی این دو عنصر نشان داد ایستگاه ۲ غلظت بالاتری از بقیه ایستگاه‌ها به خاطر نشت از محل دفن زباله دارد. مقادیر Igeo نشان داد که سرب بیش از کادمیوم تجمع داشته است. بالاترین مقادیر CF (بیش از ۶) مربوط به سرب و کادمیوم در ایستگاه ۲ نشان‌دهنده آلودگی بیشترین دو عنصر در این ایستگاه بود. نتایج PLI نشان داد که همه ایستگاه‌ها بجز ایستگاه ۱ آلودگی متوسط تا شدید داشتند.

*مؤلف مسئول

Bibliographic information of this paper for citing:

Krika, A, Benfridja, L, Krika, F 2021, Municipal solid waste landfill impact on sediments and surface water quality of Amsal River: A case study of Ziama Mansouriah landfill (Northeastern Algeria), Caspian Journal of Environmental Sciences, 19: 115-125

Copyright © 2021