



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et populaire

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'enseignement et de la recherche Scientifique

جامعة باجي مختار - عنابة

Université Badji Mokhtar-Annaba Faculté des Sciences

Département de Biologie

Laboratoire des sols et développement durable

THESE

EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE **DOCTORAT EN SCIENCE**

Spécialité : Biologie Végétale

Présentée par

Mohamed Djalil ZAAFOUR

Impact des décharges sauvages sur les propriétés physicochimiques du sol dans la région d'El-Tarf cas de la décharge sauvage de Kef Oum Teboul

Dirigée par : Pr. **Mohamed BENSLAMA**

Devant le jury composé de :

Pr. DJAMAÏ Rachid	Président	UBM Annaba
Pr. BENSLAMA Mohamed	Directeur de Thèse	UBM Annaba
Pr. LAIFA Aziz	Examinateur	UBM Annaba
Pr. SLIMANI Ali	Examinateur	U. C BENDJEDID El-Tarf
Pr. LABAR Sofiane	Examinateur	U. C BENDJEDID El-Tarf
Dr. BELOUAHEM – ABED Djamila	Examinatrice	INRF Oum Teboul El-Tarf

2019 / 2020

Remerciement

Je tiens à remercier en premier lieu Dieu le tout puissant de m'avoir guidé durant toutes ces années et m'a permis de réaliser ce travail en me donnant la force, la patience et la volonté ;

Je remercie Mr BENSLAMA. M, en tant que Directeur de thèse, pour m'avoir encadré et suivi tout au long de ce passionnant travail, et ce, malgré son emploi du temps très chargé ;

Je remercie sincèrement tous les membres de jury ; Mr DJAMAI. R de m'avoir fait l'honneur de présider le jury et évaluer ce modeste travail, Mr LAIFA. A, Mr LABAR. S, Mr SLIMANI. A et Mm BELOUAHEM-ABED. D d'avoir accepté d'examiner ce travail ;

Mes remerciements vont également vers toute l'équipe du laboratoire du Centre de Recherche Scientifique et Technique en Analyses Physico-chimiques (CRAPC) à Bir El Ater pour leur aide à la réalisation de quelques analyses physicochimiques ;

*Enfin, je remercie mes parents, pour leur soutien moral et financier, ainsi que pour leur présence chaleureuse à tous ces instants de la vie ;
Ma famille, mes proches et mes amis pour leur enthousiasme précieux.*

Merci à toutes les personnes qui m'ont aidé de près ou de loin dans la réalisation de cette thèse.

A la mémoire de mon père

Sommaire

SOMMAIRE

Introduction générale.....	01
CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE	
I-1. Généralités sur les sols.....	04
I-1.1. Définitions d'un sol.....	04
I-1.2. La composition du sol.....	05
I-1.3. L'évolution des sols.....	06
I-1.4. La dégradation des sols.....	06
I-1.4.1. La pollution des sols.....	08
I-1.4.2. Les sources de pollution.....	09
I-1.4.3. Les formes de pollution.....	09
I-1.4.3. 1. La pollution diffuse.....	09
I-1.4.3. 2. La pollution ponctuelle.....	09
I-1.4.4. Les principaux types de polluants.....	10
I-1.4.4.1. Les polluants organiques.....	10
I-1.4.4.2. Les polluants inorganiques.....	11
I-1.4.5. Conséquences de la pollution des sols.....	14
I-2. Généralités sur les déchets.....	15
I-2.1. Qu'est-ce qu'un déchet ?.....	15
I-2.2. Catégories.....	15
I-2.2.1. Selon leur nature.....	15
I-2.2.2. Selon leur origine.....	15
I-2.2.3. Selon le mode de traitement et d'élimination.....	16
I-2.2.4. Selon le comportement et les effets sur l'environnement.....	17
I-2.3. La gestion des déchets.....	17
I-2.3.1. La collecte et le transport des déchets.....	17
I-2.3.2. Le tri des déchets.....	18
I-2.3.3. Le traitement.....	18
I-2.3.3.1. La valorisation des déchets.....	19
I-2.3.3.2. Le traitement thermique.....	20
I-2.3.3.3. L'enfouissement ou la mise en décharge.....	20
I-2.4. Les décharges non contrôlées.....	21
I-2.4.1. Fonctionnement et caractérisation des décharges.....	21

I-2.4.2. Processus biochimiques se déroulant dans une décharge.....	22
I-2.4.3. Impact des décharges sur l'environnement.....	26
I-2.4.3.1. Les émissions.....	27
I-2.4.3.2. Les nuisances.....	27
I-2.5. En Algérie.....	28
I-2.5.1. Cadre juridique de la gestion des déchets municipaux en Algérie.....	28
I-2.5.2. Fonctionnement de la gestion des déchets en Algérie.....	29

CHAPITRE II : DESCRIPTION DE LA REGION D'ETUDE

II-1. La région d'étude.....	30
II-1.1. Situation géographique.....	30
II-1.2. Aspect socio-économique.....	31
II-1.2.1. La population.....	31
II-1.2.2. Le tourisme.....	32
II-1.2.3. Agriculture.....	32
II-1.2.4. L'industrie.....	32
II-1.2.5. Facteurs de pollution.....	33
II-1.3. La géologie.....	33
II-1.4. La géomorphologie.....	34
II-1.4.1. Le relief.....	34
II-1.4.2. Réseau hydrologique.....	35
II-1.4.3. Hydrogéologie.....	36
II-1.5. La climatologie.....	37
II-1.5.1. Les facteurs climatiques.....	37
II-1.6. Les étages bioclimatiques et les séries de végétations.....	40
II-1.7. La couverture pédologique.....	41
II-1.8. Répartition des décharges dans la région d'étude.....	42
II-2. Présentation de la zone d'étude.....	43

CHAPITRE III : EVOLUTION SPATIOTEMPORELLE DE LA DECHARGE DE KEF OUM TEBOUL

III.1. Introduction.....	45
III.2. La démarche.....	45
III.3. Résultats.....	46
III.4. Discussion.....	54

III.5. Conclusion.....	55
------------------------	----

CHAPITRE IV : DIAGNOSTIC ET EVALUATION QUALITATIVE ET QUANTITATIVE DES DECHETS DE LA DECHARGE

IV.1. Introduction.....	56
IV.2. Matériel et méthodes.....	56
IV.2.1. Echantillonnage.....	57
IV.2.2. Analyse des échantillons.....	57
IV.3. Résultats.....	58
IV.3.1. Description générale du site d'étude.....	58
IV.3.2. Composition des déchets.....	62
IV.3.3. Caractéristiques physicochimiques du sol.....	66
IV.4. Discussion.....	73
IV.5. Conclusion.....	76

CHAPITRE V : EVALUATION ANALYTIQUE DE LA POLLUTION

V.1. Introduction.....	78
V.2. Matériel et méthodes.....	78
V.2.1. Echantillonnage.....	79
V.2.2. Analyse des échantillons.....	80
V.3. Résultats.....	83
V.3.1. Paramètres physicochimiques.....	83
V.3.2. Les éléments traces métalliques.....	93
V-3.3. Facteurs de contamination.....	96
V-3.4. Analyse statistique.....	99
V.4. Discussion.....	103
V.5. Conclusion.....	108
Conclusion générale.....	110
Perspectives.....	111
Références bibliographiques.....	113

Annexes

Résumés

Liste des figures

Figure 1. Répartition des éléments en poids et en volume dans le sol

Figure 2. Différentes formes de dégradation du sol

Figure 3. Les diverses formes de contamination des sols et leurs conséquences

Figure 4. Le bioréacteur «décharge »

Figure 5. Processus biochimiques se déroulant dans une décharge

Figure 6. Les lixiviats

Figure 7. Situation géographique de la région d'étude

Figure 8. La carte géologique et structurale de la chaîne alpine de l'Algérie orientale et des confins Algéro-tunisiens (1/500 000)

Figure 9. Carte du réseau hydrographique de la région d'étude

Figure 10. Carte des ressources en eau dans la région d'étude

Figure 11. Diagramme des températures moyennes quotidiennes dans la région d'El Tarf

Figure 12. Diagramme des précipitations annuelles dans la région d'El Tarf

Figure 13. Carte de répartition des décharges non contrôlées dans la région d'étude

Figure 14. Carte de situation des différents types de décharges visitées

Figure 15. Localisation de la zone d'étude

Figure 16. Carte de répartition des déchets dans la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul durant la période de 2004

Figure 17. Carte de répartition des déchets dans la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul durant la période de 2009

Figure 18. Carte de répartition des déchets dans la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul durant la période de 2013

Figure 19. Carte de répartition des déchets dans la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul durant la période de 2016

Figure 20. Carte de l'évolution de la surface des dépôts de déchets durant la période 2004-2016

Figure 21. Diagramme de l'évolution des dépôts des déchets entre 2004 et 2016

Figure 22. Diagramme de la progression de la taille de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul entre 2004 et 2016

Figure 23. Diagramme de l'évolution des composants du milieu dans la zone d'étude entre 2004 et 2016

Figure 24. Localisation des points d'échantillonnage des déchets et de sol dans la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

Figure 25. Bovins se nourrissant des déchets

Figure 26. Vue d'ensemble de la décharge et du lac Tonga

Figure 27. Dépôt anarchique des déchets sur la piste

Figure 28. Dépôt anarchique des déchets dans le milieu naturel (conséquences de l'incinération)

Figure 29. Composition massique des déchets dans le dépôt 1 de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

Figure 30. Composition massique des déchets dans le dépôt 2 de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

Figure 31. Composition massique des déchets dans le dépôt 3 de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

Figure 32. Composition massique des déchets dans la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

Figure 33. Distribution des valeurs du pH au niveau des 3 dépôts

Figure 34. Distribution des valeurs de la conductivité électrique au niveau des 3 dépôts

Figure 35. Distribution des valeurs de l'humidité au niveau des 3 dépôts

Figure 36. Distribution des valeurs de la matière organique au niveau des 3 dépôts

Figure 37. Triangle textural des sols au niveau du dépôt 1

Figure 38. Triangle textural des sols au niveau du dépôt 2

Figure 39. Triangle textural des sols au niveau du dépôt 3

Figure 40. Localisation des points d'échantillonnage de sol dans la zone d'étude

Figure 41. Variation des mesures du pH dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Figure 42. Variation des mesures de la conductivité électrique dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Figure 43. Variation des mesures de l'humidité dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Figure 44. Variation des mesures de la matière organique dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Figure 45. Triangle textural des sols de la zone d'étude

Figure 46. Variation des mesures des bases échangeables dans la zone d'étude durant la saison sèche

Figure 47. Variation des mesures des bases échangeables dans la zone d'étude durant la saison humide

Figure 48. Variation des mesures de la capacité d'échange cationique dans la zone d'étude durant la saison sèche

Figure 49. Variation des mesures de la capacité d'échange cationique dans la zone d'étude durant la saison humide

Figure 50. Variation des taux de saturation dans la zone d'étude durant la saison sèche

Figure 51. Variation des taux de saturation dans la zone d'étude durant la saison humide

Figure 52. Variation des teneurs en cadmium dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Figure 53. Variation des teneurs en cuivre dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Figure 54. Variation des teneurs en fer dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Figure 55. Variation des teneurs en plomb dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Figure 56. Variation des teneurs en zinc dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Figure 57. Variation de l'indice de la charge de pollution dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Figure 58. Répartition des variables sur le plan factoriel (saison sèche)

Figure 59. Répartition des individus sur le plan factoriel (saison sèche)

Figure 60. Répartition des variables sur le plan factoriel (saison humide)

Figure 61. Répartition des individus sur le plan factoriel (saison humide)

Liste des tableaux

Tableau 1 : Sources urbaines de pollution ponctuelle des sols

Tableau 2 : Principales sources anthropiques d'ETM

Tableau 3 : Composition et caractéristiques des biogaz de décharge

Tableau 4 : Nuisances et impact des décharges

Tableau 5 : Précipitation moyenne mensuelle de la région d'El Tarf

Tableau 6 : Etat des décharges non contrôlées diagnostiquées dans la région d'El Tarf

Tableau 7 : Evolution de la surface des dépôts dans la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul entre 2004 et 2016

Tableau 8 : Taux de changement du milieu durant la période d'étude (2004-2016)

Tableau 9 : Résultats de la composition massique dans le dépôt 1 de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

Tableau 10 : Résultats de la composition massique dans le dépôt 2 de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

Tableau 11 : Résultats de la composition massique des déchets dans le dépôt 3 de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

Tableau 12 : Résultats de la composition massique des déchets dans la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

Tableau 13 : Variation du pH des sols dans les 3 dépôts de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

Tableau 14 : Variation analyses de la conductivité électrique des sols dans les 3 dépôts de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

Tableau 15 : Variation de l'humidité des sols dans les 3 dépôts de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

Tableau 16 : Variation de la matière organique des sols dans les 3 dépôts de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

Tableau 17 : Analyse granulométrique des sols du 1^{er} dépôt

Tableau 18 : Analyse granulométrique des sols du 2^{ème} dépôt

Tableau 19 : Analyse granulométrique des sols du 3^{ème} dépôt

Tableau 20 : Résultats des analyses physicochimiques du sol dans la zone d'étude durant la saison sèche

Tableau 21 : Résultats des analyses physicochimique du sol dans la zone d'étude durant la saison humide

Tableau 22 : Résultats des analyses granulométriques du sol dans la zone d'étude

Tableau 23 : Résultats des teneurs en bases échangeables du sol dans la zone d'étude durant la saison sèche

Tableau 24 : Résultats des teneurs en bases échangeables du sol dans la zone d'étude durant la saison humide

Tableau 25 : Résultats des analyses de la capacité d'échange cationique du sol dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Tableau 26 : Résultats des analyses des taux de saturation des sols dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Tableau 27 : Résultats des teneurs en métaux lourds du sol dans la zone d'étude durant la saison sèche

Tableau 28 : Résultats des teneurs en métaux lourds du sol dans la zone d'étude durant la saison humide

Tableau 29 : Résultats des calculs du facteur de contamination et indice de pollution du sol dans la zone d'étude durant la saison sèche

Tableau 30 : Résultats des calculs du facteur de contamination et indice de pollution du sol dans la zone d'étude durant la saison humide

Tableau 31 : Matrice de corrélation entre les variables étudiées sur l'ensemble des points prélevés durant la saison sèche

Tableau 32 : Matrice de corrélation entre les variables étudiées sur l'ensemble des points prélevés durant la saison humide

Liste des abréviations

ACP : Analyse en Composante Principale

ADEME : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (France)

AGV : Acides Gras Volatiles

ANRED : Agence Nationale de Récupération et Elimination des Déchets

A.P.C : Assemblée Populaire Communale

CE : Conductivité Electrique

CET : Centre d'Enfouissement Technique de déchets

DBO : Demande Biologique en Oxygène

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DGF : Direction Générale Des Forets

DSM : Déchet solide ménager

ETM : Eléments en Traces Métalliques

FC : Facteur de Contamination

GES : Gaz à Effet de Serre

MATE : Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (Algérie)

MO : Matière Organique

OM : Ordures Ménagères

PLI : Pollution Load Index (Indice de Charge de Pollution)

PNAE : Plan National d'Actions Environnementales

PNEK : Parc National d'El-Kala

USEPA : United States environmental protection agency

Introduction générale

Introduction générale

Au cours de ces dernières décennies, les atteintes à l'environnement se font de plus en plus fréquentes, il s'agit de la destruction massive d'écosystèmes fragiles (zones humides, récifs coralliens, ainsi de la perte de la biodiversité animale et végétale), de l'augmentation de la production de déchets, des pollutions diverses, de la croissance et la mauvaise urbanisation, de la surexploitation des terres cultivables, tout ceci est dû essentiellement à l'accroissement de la population (**Thomaz & Luiz, 2012 ; Bai et al., 2013**).

En effet, la quantité de déchets ménagers a connu ainsi un accroissement rapide, il a été estimé que 0,5-4,5 kg par personne et par jour de déchets solides sont produits dans différentes régions du monde (**Bakare et al., 2005 ; Swati et al., 2014**), l'une de ses conséquences les plus inquiétantes, réside dans les problèmes de gestion de déchets solides, ce phénomène est plus critique dans les pays en développement qui n'ont pas toujours les moyens nécessaires pour les gérer convenablement (**Thonart et al., 2005**).

La gestion des déchets solides ménagers (DSM) se caractérise par l'existence de plusieurs maillons dont la mise en décharge est l'un des plus importants (**El-Fadel et al., 1997 ; Swati et al., 2014**). Il s'agit d'une technique qui concerne de très importants tonnages et qui donne prise à une élimination efficace et peu coûteuse. Nous pouvons distinguer deux grands types de décharge : décharges contrôlées et décharges non contrôlées.

La première est censée être la méthode d'élimination sûre des DSM, mais ceci n'est seulement pour les sites d'enfouissement bien conçus (centre d'enfouissement technique) qui permet l'élimination totale des déchets solides de manière sécurisée en minimisant les impacts sur l'environnement qui se trouvent souvent bordées de couches de matériaux absorbants et des feuilles imperméables pour empêcher les polluants de s'infiltrer dans le sol et l'eau (**Swati et al., 2014**). En parallèle on trouve les décharges non contrôlées, qui sont les plus répandues dans les pays du tiers monde, les rejets s'effectuent généralement par les particuliers, sans aucune autorisation de la part des autorités locales (APC) et sans aucune étude du site de dépôt, ils sont ainsi à l'origine de plusieurs nuisances pour l'environnement et surtout pour la santé des populations avoisinantes de ces dépotoirs. Les décharges non contrôlées sont souvent très riches en matières dangereuses tels que les dioxines, les métaux lourds, présentant des risques potentiels d'où la nécessité d'analyses approfondies des sols et des eaux souterraines qui peuvent être contaminés avec des produits chimiques lessivés des décharges (**Nevenka et al., 1998 ; Swati et al., 2014**).

En Algérie la mise en décharge est la filière traditionnelle d'élimination des déchets solides, la méthode la plus largement pratiquée du fait de son faible coût. L'Algérie compte plus de 3200 décharges non contrôlées, occupant une superficie de plus de 150 000 hectares et situées le plus souvent sur des terres agricoles ou le long des oueds (MATE, 2004).

La région d'El-Tarf, abrite plusieurs sites humides classés par la convention de Ramsar 1971 (marais de la M'kharda, lac des Oiseaux, lac Noir, Aulnais de Aïn Khïar, lac Oubeïra et lac Tonga) et forment ce qu'on appelle le complexe humide d'El-Kala, caractérisé par une grande diversité écosystémique dotée d'une richesse biologique inestimable, malgré ces avantages, de nombreuses zones humides sont le réceptacle à ciel ouvert de dépôts non contrôlés de déchets, chaque site humide abrite une décharge non contrôlée (Zaafour, 2012).

La décharge non contrôlée du Kef Oum Teboul est l'une de ces décharges, qui reçoit toujours des déchets solides jusqu'à nos jours et qui sont déversés directement sur le sol. Cette décharge est située à l'extrême Nord-est de l'Algérie à environ 3 km des frontières Algéro-Tunisienne, et à environ 80 km à l'est de la ville de Annaba. Elle est implantée dans un environnement très vulnérable puisqu'elle se trouve à proximité du lac Tonga, (zone humide d'importance internationale «site Ramsar»), située dans le Parc National d'El-Kala (PNEK).

Objectifs et démarche

Dans le cadre de cette problématique environnementale, l'objectif de notre travail est de contribuer à une étude d'impact de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul sur les propriétés physicochimiques des sols.

Nous souhaitons apporter un éclairage sur l'état actuel de la décharge et les déchets contenant. Nous essayons ainsi de déterminer par une analyse des images satellitaires l'évolution de la décharge dans l'espace et le temps et d'évaluer le degré de contamination des sols hébergeant la décharge par une caractérisation physicochimique.

Structure de la thèse

Notre travail de recherche s'articule en cinq chapitres depuis les concepts bibliographique jusqu'à l'évaluation finale du degré de menace de la décharge

Le premier chapitre, est une synthèse bibliographique détaillée sur la pollution des sols, la gestion des déchets, la mise en décharge et ces différents impacts environnementaux et sanitaires.

Le second chapitre, permettra de présenter la région d'étude, nous chercherons dans ce chapitre à donner un aperçu sur les caractéristiques physiques de la zone d'étude ;

Le troisième chapitre, est centré sur l'évolution spatiotemporelle de la décharge, nous essayons d'estimer le taux de l'évolution des dépôts de déchets au cours des douze dernières années ainsi que leurs distribution spatiale ;

Le quatrième chapitre, s'intéresse à la réalisation d'un diagnostic et une évaluation quantitative et qualitative des déchets par une analyse prospective de la décharge et la réalisation des prélèvements et analyses de déchets et du sol.

Le cinquième chapitre, est consacré à la caractérisation physico-chimique et l'évaluation des éléments traces métalliques dans les sols de la décharge.

Nous concluons ce travail par un récapitulatif de l'ensemble des résultats obtenus plus des recommandations.

Chapitre I

Synthèse bibliographique

I-1. Généralités sur les sols

Le sol est une ressource naturelle, peu ou lentement renouvelable, considéré comme la plus importante des quatre ressources naturelles renouvelables sur lesquelles se fonde l'activité humaine de production.

La surface du sol n'est pas extensible mais globalement en voie de dégradation (surtout dans les pays pauvres), jusqu'à son élimination ou sa stérilisation.

Comme support de la biosphère, le sol joue un rôle essentiel dans la circulation des composés vitaux et dans la biodisponibilité de ces composés pour les organismes vivants. Il assure ainsi le maintien de sa fertilité et, de ce fait, de nombreux cycles biogéochimiques, s'y déroulent : cycle de l'eau, de l'azote, du soufre, du phosphore, du fer. Un sol peut être déclaré fertile et sain si la quantité de polluants qu'il reçoit est égale ou inférieure à celle qu'il peut éliminer (**Baudelet, 2004**).

Le sol est lieu privilégié d'innombrables réactions biochimiques et géochimiques ; sa contamination empêche ceux-ci de jouer correctement leur rôle de filtre actif qui garantit la qualité des eaux, la santé des végétaux, mais qui est aussi

On note une multiplication des sites contaminés par les dépôts des déchets toxiques ou d'anciens lieux de production, le développement des produits de traitement agricole et des engrais de synthèse, également dû à la chimie, enfin, plus récemment sont apparus des dommages à vaste échelle dus aux retombées de la pollution de l'atmosphère, dues à des cheminées insuffisamment filtrées (**Zmirou et al., 2003**).

Un sol dégradé doit être restauré (réhabilité), afin qu'il puisse retrouver son potentiel nourricier initial, la réhabilitation consiste en une baisse considérable de la toxicité (ou du risque) des sites en utilisant soit des procédés naturels (bio-remédiation), soit des nouvelles technologies de protection de l'environnement (**Vandamme, 2011**).

I-1.1. Définitions d'un sol

Les sols constituent une interface issue des interactions entre les différents ensembles que sont la lithosphère, l'hydrosphère, l'atmosphère, la biosphère et enfin l'anthroposphère. Cette particularité des sols rend difficile le choix d'une définition unique, selon l'Association française pour l'étude du sol (**AFES**), une définition officielle des sols formulée en 2014, puis retenue en 2018, définissant le sol comme un volume qui s'étend depuis la surface de la Terre jusqu'à une profondeur marquée par l'apparition d'une roche dure ou meuble, peu altérée, ou peu marquée par la pédogenèse. L'épaisseur du sol peut varier de quelques centimètres à quelques dizaines de mètres, ou plus. Il constitue, localement, une partie de la couverture

pédologique qui s'étend à l'ensemble de la surface de la Terre. Il comporte le plus souvent plusieurs horizons correspondant à une organisation des constituants organiques et/ou minéraux (la terre). Cette organisation est le résultat de la pédogenèse et de l'altération du matériau parental. Il est le lieu d'une intense activité biologique (racines, faune et micro-organismes). »

Le sol peut aussi être défini comme la couche supérieure de la croûte terrestre composée de particules minérales, de matière organique, d'eau, d'air et d'organismes, le sol est donc un système hétérogène et complexe. Il est composé d'une phase solide représentée par les particules du sol, une phase liquide représentée par l'eau du sol (qui peut être enrichie en de nombreux composés et particules) et une phase gazeuse constituée par l'air emprisonné dans le sol (**Demougeot, 2004**).

D'après **Cornu & Clozel (2000)**, le sol provient en général de l'altération de la roche mère sous-jacente, appelée sous-sol. La pédologie décrit les différents types de sols ainsi formés, en distinguant la couche arable et le sol sous-jacent. L'agriculture travaille la couche arable, plus riche en matières organiques. L'horizon sous-jacent, entre la couche arable et la roche mère, contribue aussi à la nutrition de la plante en éléments minéraux et en eau.

I-1.2. La composition du sol

Le sol est un système complexe formé de très nombreux composants minéraux et organiques soumis à des phénomènes physiques, chimiques et biologiques en constante interaction. Les principaux constituants du sol sont de trois phases : une phase solide occupe 40 % (sol très fragmenté) à 70 % (sol très compacté) du volume du sol, constitué d'une fraction minérale (sable, argile...), et une fraction organiques (débris d'organismes végétaux), d'une phase liquide " solution du sol ", formée d'eau et d'ions et une enfin une phase gazeuse " atmosphère du sol ", formée des gaz qui circulent dans les interstices du sol (Figure 1). Les proportions des phases gazeuse et liquide dépendent de l'hydratation du sol (**Donadieu, 2016**). La fraction minérale solide représente 93 à 95 % du poids total du sol (**Calvet, 2003**)

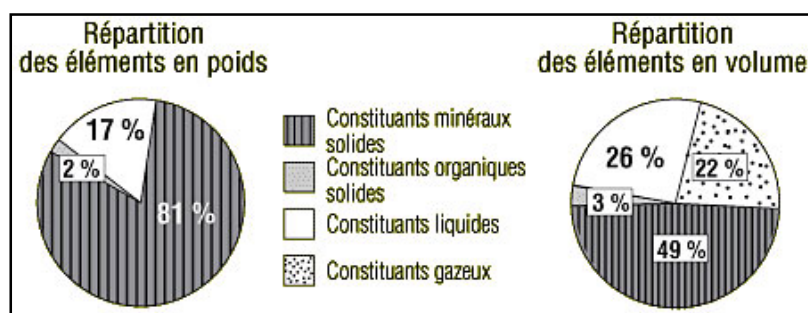


Figure 1. Répartition des éléments en poids et en volume dans le sol (**Christiane, 2009**).

I-1.3. L'évolution des sols

Le sol se forme à partir d'un matériau parental, le plus souvent une roche, qui, sous l'effet de différents facteurs, s'altère, se désagrège et contribue à former la composante minérale du sol. Il peut également se développer à partir de matériaux apportés par le vent (cas des limons et sables éoliens) ou l'eau (marais, terrasses alluviales...). Les organismes vivants contribuent à former le stock de matière organique (**Girard *et al.*, 2011**).

Considéré comme un système dynamique, le sol évolue sans cesse sous l'effet de plusieurs facteurs en interaction. C'est ainsi que le climat, la végétation, le matériau parental, l'érosion (mécanique, chimique), l'hydrologie, le temps ou l'action de l'homme conditionnent le type de sol observé et sa durée de formation. Par exemple, un sol se développe d'autant plus rapidement qu'il se trouve sous un climat plus humide et plus chaud ou que la roche dont il provient est plus tendre et altérable.

La formation d'un sol ne se déroule pas à échelle humaine mais demande du temps. Le temps de formation des sols varie de quelques milliers d'années, comme pour les sols des bordures des cours d'eau, à plusieurs millions d'années (**Pillet & Longet, 1989**).

Quand on dit qu'un sol est «mature», cela ne veut pas dire que sa formation est terminée. Cela signifie que les changements dans le sol sont devenus pratiquement imperceptibles, car le sol entre en équilibre dynamique avec son environnement. Autrement dit, la vitesse à laquelle le sol se forme est approximativement égale à la vitesse à laquelle le sol se décompose ou est naturellement érodé (**SSSA, 2019**).

I-1.4. La dégradation des sols

La dégradation des sols est la perte réelle ou potentielle de productivité ou d'utilité consécutive à des facteurs naturels ou anthropiques. Il s'agit essentiellement d'une diminution de la qualité des sols ou d'une réduction de leur productivité agricole, végétale et animale, et de sa capacité de régulation environnementale. La dégradation des sols résulte des activités humaines ou elle est un phénomène naturel aggravé par les activités humaines (**Lal, 1997 ; Brabant, 2008**).

La dégradation d'un sol correspond à sa transformation (physique, chimique et/ou biologique) qui implique la détérioration plus ou moins réversible d'une ou de plusieurs de ses fonctions. Il peut s'agir de modifications voulues, destinées à améliorer certaines de leurs caractéristiques (teneur en matière organique, pH, salinité) ou fonctions (drainage, etc.), mais, bien souvent, intervenir sur le sol provoque différentes formes de dégradation (figure 2).

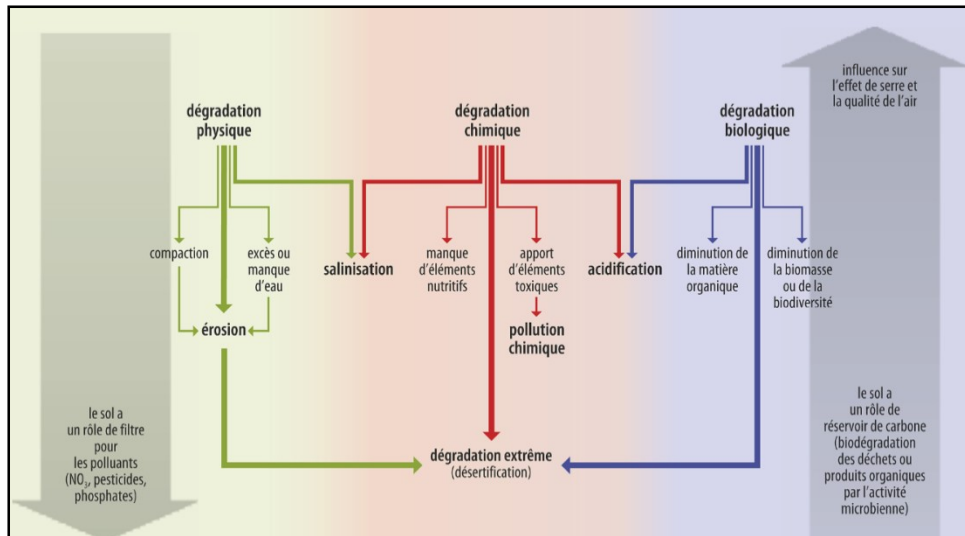


Figure 2. Différentes formes de dégradation du sol (Dozzo, 2019)

Qu'elle soit d'ordre physique, chimique et/ou biologique, la dégradation est un phénomène complexe, elle a non seulement des impacts néfastes sur les sols (modifications des propriétés et des fonctions du sol), mais également, du fait du rôle d'interface que jouent les sols, sur l'hydrosphère, l'atmosphère, la lithosphère et la biosphère.

a- La dégradation physique

La dégradation physique des sols correspond principalement à une désorganisation de leur structure. Cette dernière, définie par l'organisation spatiale des agrégats du sol (assemblages de constituants minéraux et organiques), délimite les volumes des vides ou porosité du sol.

La dégradation physique contribue à l'affaiblissement de la structure du sol induisant l'encroûtement, la compaction, et l'érosion (Gueye, 2013) ;

b- La dégradation chimique

La dégradation chimique, comprenant la perte de nutriments (déplétion lors de la culture de sols pauvres sans fertilisation suffisante), la salinisation (insuffisance de drainage des zones irriguées, intrusion d'eau salée), la pollution et l'acidification ;

c- La dégradation biologique

Dans le sol, l'activité biologique contrôle les processus importants qui déterminent sa fertilité: taux ou vitesse de décomposition, de minéralisation, de dénitrification ou de lixiviation. En fait, il y a une très étroite relation entre l'activité microbienne et la teneur en eau du sol.

Ainsi, il existe un seuil critique de la teneur en eau en dessous duquel les processus biologiques tels que les taux de diffusion de l'oxygène et des éléments nutritifs sont inhibés (Scholes *et al.*, 1994 in Woomer & Swift, 1994).

I-1.4.1. La pollution des sols

Selon le 1^{er} rapport du Conseil sur la qualité de l'Environnement de la Maison Blanche (1965), la pollution est une modification défavorable du milieu naturel qui apparaît comme le sous-produit d'une action humaine, au travers les effets directs et indirects de ses activités. Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou à travers de ressources en produits agricoles, en eau, et autres produits biologiques. Elles peuvent aussi l'affecter indirectement en altérant les objets physiques qu'il détient, les possibilités récréatives du milieu ou encore en enlaidissant la nature.

Dans une approche « milieu », le sol est interfacé avec l'eau et l'air ; la notion de pollution du sol appelle donc généralement aussi celle de contamination d'un ou plusieurs composants des écosystèmes (air, eau) ou potentiellement des organismes vivant en contact direct ou indirect avec le sol (invertébrés du sol, champignons en particulier) avec une incidence sur l'écosystème, au-delà des seuils variant selon la nature du polluant et du sol.

La pollution du sol peut être due à l'accumulation sur le sol des substances non biodégradables, ou à l'accumulation des substances biodégradables mais dont la vitesse de biodégradabilité excède le taux d'accumulation. Alors ces substances peuvent être stockées sur le sol ou être lessivées par les eaux de ruissellement vers les cours d'eau voisins ou vers la nappe phréatique ; ou encore s'évaporer vers l'atmosphère. **(ALPE-TOGO)**.

Certains sols sont souvent utilisés comme décharge pour les déchets ménagers et industriels. Dans beaucoup de régions cultivées, le lessivage des engrais et des effluents d'élevage épandus en excès provoque une augmentation importante de teneur en nitrate et autres éléments minéraux dans les nappes phréatiques.

Les effets de la pollution des sols dépendent de leur structure et de leur texture. Certains sols ont la capacité de filtrer, d'absorber et de recycler des quantités importantes de déchets ; dans d'autres sols, certains constituants toxiques ne sont pas retenus et se retrouvent dans les fleuves et dans les nappes phréatiques. Les sols sableux sont favorables au lessivage, alors que les sols argileux épais retiennent mieux les déchets. Ainsi toutes les activités humaines sur les sols doivent tenir compte des propriétés des sols et de la position de la nappe et des cours d'eau du milieu.

Pour le polluant, il peut être défini comme un élément dangereux susceptible de présenter un risque pour les milieux et les organismes vivants **(Ramade, 1993)**.

I-1.4.2. Les sources de pollution

Les sources de la pollution des sols (facteurs perturbateurs de l'écosystème) peuvent être d'origine naturelle dans le cas de la sécheresse, des incendies, les volcanismes, l'altération de la roche mère... etc. Notons que, d'une manière générale les sources naturelles sont moins fréquentes avec des conséquences plus ou moins négligeables. Il existe cependant des sols qui sont naturellement pollués (sol riche en métaux lourds ou en hydrocarbure).

Les sources de la pollution de sols peuvent également être d'origine anthropique soit directe, dues aux rejets directs ou accidentels sur le sol, des polluants divers qui peuvent être issus de l'agriculture, de l'industrie, des déchets ménagers, soit indirectes, dues aux conséquences de la pollution atmosphérique et/ou de la pollution des eaux. Les causes anthropiques sont donc les plus graves car l'homme introduit dans le sol d'énormes quantités de produits naturels biodégradables dépassant la capacité d'autoépuration des sols ou des produits synthétisés à demi-vie élevé ou encore des produits non biodégradables. (ADEME, 2012). Les sources de la pollution des sols sont :

- Décharge de déchets industriels ;
- Percolation de l'eau contaminée ;
- Rupture de réservoirs de stockage souterrains ;
- Une application excessive de pesticides, d'herbicides ou d'engrais ;
- Infiltration des déchets solides.

I-1.4.3. Les formes de la pollution

Il existe deux formes de pollution du sol, la pollution dite diffuse (indirecte) et la pollution dite ponctuelle (directe). (Piedrafita & María, 2007)

I-1.4.3.1. La pollution diffuse

Elles se développent sur de grandes surfaces de sols, elles proviennent généralement d'épandages de produits solides ou liquides (emploi d'engrais ou de pesticides en agriculture) ou de retombées atmosphériques. La dispersion puis l'accumulation de substances dangereuses sur ces sols donne ainsi des « sites uniformément contaminés » (NF ISO 11074-1, 1997).

I-1.4.3.2. La pollution ponctuelle

A l'inverse des pollutions diffuses, elles se distinguent par la présence ponctuelle dans les sols et sous-sols de substances dangereuses provenant généralement de déversements, de fuites ou

de dépôt de déchets. Non confinées et en fortes concentrations, ces substances donnent naissance à des « sites localement contaminés » (NF ISO 11074 -1, 1997).

Le milieu urbain est en effet à l'origine de plusieurs sources de pollution des sols (Tableau 1)

Tableau 1 : Sources urbaines de pollution ponctuelle de sols (Piedrafita & María, 2007)

SOURCES URBAINES DE POLLUTION PONCTUELLE DE SOLS
Stations-service
Maisons familiales
Anciennes décharges
Dépôts clandestins
Stations d'épuration

I-1.4.4. Les principaux types de polluants

I-1.4.4.1. Les polluants organiques

Ils proviennent principalement de trois ensembles d'activités : industrielles (production d'énergie, métallurgie, industries chimique,...), urbaines (transport, gestion et traitement des déchets), et agricoles (utilisation de produits phytosanitaires). Mis à part les hydrocarbures aliphatiques et les pesticides, d'autres polluants organiques sont largement rencontrés dans les sols. Ils peuvent être regroupés dans les 4 familles suivantes :

a- Les Polychlorobiphényles (PCB), on les trouve dans la plupart des boues de station d'épuration à des concentrations moyennes comprises entre 0,4 et 10 mg. PCB kg⁻¹ (Alcock & Jones, 1993 ; Beck *et al.*, 1995 ; Jauzein *et al.*, 1995)

b- Les Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont formés par la fusion de plusieurs noyaux benzéniques. Ces composés peuvent être d'origine naturelle et sont présent dans des combustibles fossiles à des concentrations importantes. Les HAP constituent une pollution de fond de la plupart des boues de station d'épuration, dont la concentration moyenne se situe entre 15 et 50 mg .PCB kg⁻¹ (Beck *et al.*, 1995).

c- Les Polychlorodibenzo-dioxines (PCDD) et Polychlorodibenzo-furanes (PCDF) produit par des phénomènes thermiques principalement à partir des produits organiques chlorés, par exemple, lors de l'incinération des déchets ou de résidus organiques et de la combustion d'essences plombées utilisant des déccrassant chlorés. Des PCDD et PCDF sont aussi formés au cours du blanchissement de papier par chloration, d'autres sources d'émission sont les fonderies et les installations sidérurgiques. (Barriuso *et al.*, 1996).

d- Les composés organiques volatils (COV) qui sont des composés contenant du carbone et présentant une pression de vapeur supérieur à 0,13 k Pa (**Directive 1999/13/CE**). Ils sont présents dans des combustibles et dans des fumées, mais les principales sources de pollution sont liées à des activités industrielles (dégraissage de pièces métallique dans la métallurgie, fabrication d'adhésifs, nettoyage de vêtements).

En fonction du mode d'arrivée des polluants au sol et de l'étendue des pollutions, ces produits organiques peuvent être impliqués dans deux types de pollution : des pollutions ponctuelles ou accidentelles, se caractérisant par des déversements très localisés, dans l'espace et dans le temps, et des pollutions diffuses, impliquant des polluants à faibles concentrations sur des grandes surfaces. La pollution des sols par des PCB et des HAP par dépôts atmosphériques en est un exemple, de même que les pollutions dues aux pesticides lors de leur usage agricole. (**Barriuso et al., 1996**).

I-1.4.4.2. Les polluants inorganiques

Cette famille est principalement composée par les métaux lourds, également appelés «Éléments traces». Tous ces composés se retrouvent à l'état naturel dans l'environnement. Leur dangerosité s'exprime dans une inhalation ou ingestion directe des poussières. (**Mérian, 1991**).

Origines et impacts des métaux lourds

Dans la croûte terrestre, douze éléments dont l'oxygène (O), le silicium (Si), l'aluminium (Al), le fer (Fe), le calcium (Ca), le sodium (Na), le potassium (K), le magnésium (Mg), le titane (Ti), l'hydrogène (H), le phosphore (P), le manganèse (Mn), constituent plus de 99% en poids du total de l'ensemble des éléments et sont présents à des teneurs moyennes supérieures ou égales à 1ppm (1g/kg) (**Pearson, 1963**). Les autres éléments (68 éléments minéraux), dont les teneurs sont inférieures à 1ppm (1g/kg), sont désignés sous le terme d'éléments traces métalliques (ETM) (**Pearson, 1963**), leur abondance totale dans la croûte terrestre, est de 0,6 % (**Baize, 1997**).

Un métal lourd se caractérise par une densité supérieure à 5 g/cm³. Les métaux lourds que l'on retrouve le plus souvent dans le sol sont : le cadmium, le manganèse, le cobalt, le chrome, le cuivre, le plomb, le mercure, le nickel et le zinc. L'arsenic est métalloïde lourd, peut également être associé à cette catégorie (**McLean & Bledsoe, 1992**).

La présence de métaux lourds à des fortes concentrations entraîne la contamination des sols, posant ainsi un sérieux problème pour l'environnement et la santé humaine, du fait qu'ils sont persistants et non dégradables. L'USEPA a mis en place une liste des polluants les plus

dangereux et les plus présents dans les sols (représentant un niveau toxicologique élevé) parmi lesquels nous retrouvons le Cd, Cr, Cu, Pb et Zn (**Han *et al.*, 2002**).

Les métaux lourds se libèrent dans le milieu depuis leurs sources qui peuvent être d'origine naturelle ou d'origine anthropique. En effet, ils sont des constituants naturels dans les roches et dans les gisements minéraux dont l'activité humaine a renforcé leur présence dans l'environnement en modifiant leurs répartitions, leurs formes chimiques et leurs concentrations. Parmi les sources naturelles, nous pouvons citer l'exploitation des mines, l'érosion des gisements naturels et les prélèvements d'eau ainsi que les éruptions volcaniques (**Miquel, 2001**). Parmi les sources anthropiques, nous pouvons citer les activités minières, l'industrie métallurgique et sidérurgique associée, les engrais et les pesticides appliqués dans les activités agricoles (fumiers, amendements, fertilisants), les incinérateurs et les cendres d'incinération des déchets (ordures ménagères), les déchets médicaux, les rejets toxiques des batteries, les émissions des usines et moteur à explosion, les émissions lors de la combustion du charbon et du pétrole. De plus, le ruissellement de surfaces contaminées, les effluents des égouts et des boues des stations d'épuration et les activités militaires peuvent être à l'origine de la contamination des sols (**Mercier, 2000 ; Callender, 2003 ; Johnson *et al.*, 2005 ; Levasseur *et al.*, 2006 ; Mercier *et al.*, 2007 ; Perron & Hébert, 2007 ; Bliefert & Perraud, 2009 ; Dermont *et al.*, 2010 ; Laporte-Saumure *et al.*, 2010 ; Guemiza, 2013**). Donc, ce sont les activités industrielles qui constituent la principale source de contamination des sols par les métaux (**USEPA, 2007**).

Une fois libérés, les métaux lourds sont transportés par voie éolienne et/ou par voie aqueuse. La mobilité et le comportement des métaux dans l'environnement dépend de plusieurs paramètres tels que : le climat, le pH et le potentiel redox du milieu, la composition du sol (teneurs en argile, limon et sable, teneurs en carbonates, en oxydes et en hydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse), la capacité d'échange cationique (CEC), le type, la distribution et la vitesse de décomposition de la matière organique, le type de végétation présente (**Adriano, 2001 ; Darling & Thomas, 2003**). Généralement, l'adsorption des ions métalliques dans les sols est importante en raison de la présence des argiles et de la matière organique (MO) qui sont des composés ayant de grandes surfaces spécifiques (allant jusqu'à 800 m²/g pour les argiles). Ainsi, une forte CEC et la présence de ligands organiques (carboxylique et phénolique) et des hydroxydes limitent la disponibilité des métaux. Cependant, une baisse du pH augmente la solubilité des métaux et entraîne leur lixiviation dans les eaux souterraines et les eaux de surface (**Iskandar, 2001**). Les formes chimiques sous lesquelles les métaux sont présents influencent aussi leur comportement dans les sols. Il existe

des formes libres (élémentaire, particulaire et ionique) et des formes liées (adsorbées, complexés aux composés organiques insolubles, précipités sous forme de sels ou des minéraux solides ou présents dans la structure cristalline des minéraux) (McLean & Bledsoe, 1992). Les ETM représentent une grande diversité de pollution, dépendant principalement de la source de leurs émissions (Tableau 2).

Tableau 2 : Principales sources anthropiques d'ETM. (D'après O'Connell *et al.*, 2008)

Sources anthropiques en ETM		
Source	ETM	Caractéristique de la pollution
Mines de métaux	Cd, Cu, Ni, Cr, Co, Z	Reliquat d'acide de drainage, résidus de métaux, terrils
Intrants agricoles	Cr, Mo, Pb, U, V, Zn	Ruissellement, pollution des eaux superficielles et souterraines, bioaccumulation dans les plantes
Boue d'épuration	Zn, Cu, Ni, Pb, Cd, Cr, As, Hg	transfert dans les eaux de surface et souterraines
Industries métallurgiques	Pb, Mo, Ni, Cu, Cd, As, Te, U, Zn	résidus de métaux et terrils
Elimination des déchets	Zn, Cu, Cd, Pb, Ni, Cr, Hg	lessivage des zones de décharge, transfert dans les eaux de surface et souterraines
Electronique	Pb, Cd, Hg, Pt, Au, Cr, As, Ni, Mn	déchets solides et liquides provenant des procédés de fabrication et de recyclage
Industries de finition des métaux	Cr, Ni, Zn, Cu	Effluent liquide produit par les procédés de galvanisation et plaquage
Batteries	Pb, Sb, Zn, Cd, Ni, Hg	Écoulement du liquide des batteries contaminant le sol et les eaux souterraines
Peintures et pigments	Pb, Cr, As, Ti, Ba, Zn	Déchets liquides lors de la production et détérioration des peintures, pollution du sol

Tout élément est toxique quand il est absorbé en excès par rapport à la capacité d'assimilation de l'organisme. La toxicité des métaux pour les micro-organismes du sol est principalement due à leur capacité à établir des complexes stables avec les protéines ce qui peut altérer les sites actifs ou déplacer des cofacteurs métalliques essentiels (Baath, 1992).

La toxicité des métaux lourds pour un même organisme dépend du type de sol, de la disponibilité de chaque minéral dans ce sol, de l'état physiologique du micro-organisme (Baath, 1992). Les éléments les plus souvent rencontrés comme phyto-toxiques sont le cuivre, le manganèse, le nickel et le zinc (Logan & Traina, 1993). Les plus toxiques pour l'homme sont notamment, le cadmium, le mercure, le chrome et le plomb. Il est ainsi distingué une toxicité aiguë (absorption en forte dose sur un court laps de temps) et une toxicité chronique (absorption à faible dose sur temps plus long).

I-1.4.5. Conséquences de la pollution des sols

L'écosystème est altéré par tous les déchets et les toxines naturelles et souvent anthropiques, ce qui met en danger la faune, la flore et l'être humain qui court de plus en plus de risques sanitaires qui peuvent se solder par l'augmentation des décès couplés à un faible taux de reproduction de l'être humain et de toutes les espèces qui se trouvent sur terre (**Jeannot *et al.*, 2001 ; Monas *et al.*, 2004**).

Les conséquences peuvent être aussi socio-économiques ; il s'agit de la baisse de productivité agricole due à la stérilisation des sols entraînant parfois des conflits sociaux (lutte pour l'occupation des sols) des migrations et autres d'une part et d'autre part l'augmentation des dépenses engendrées par la dépollution des nappes phréatiques, l'eau traitée peut devenir inutilisable pour certain usages (**Roger & Jacq, 2000**).

La pollution des sols et la pollution des eaux peuvent entraîner des maladies qui peuvent contaminer toute une communauté (**ALPE-TOGO**). Ce qui nous convie à préserver les sols et les nappes.

La figure 3 présente sous forme simplifiée l'origine des flux de contaminants et les impacts qu'ils provoquent.

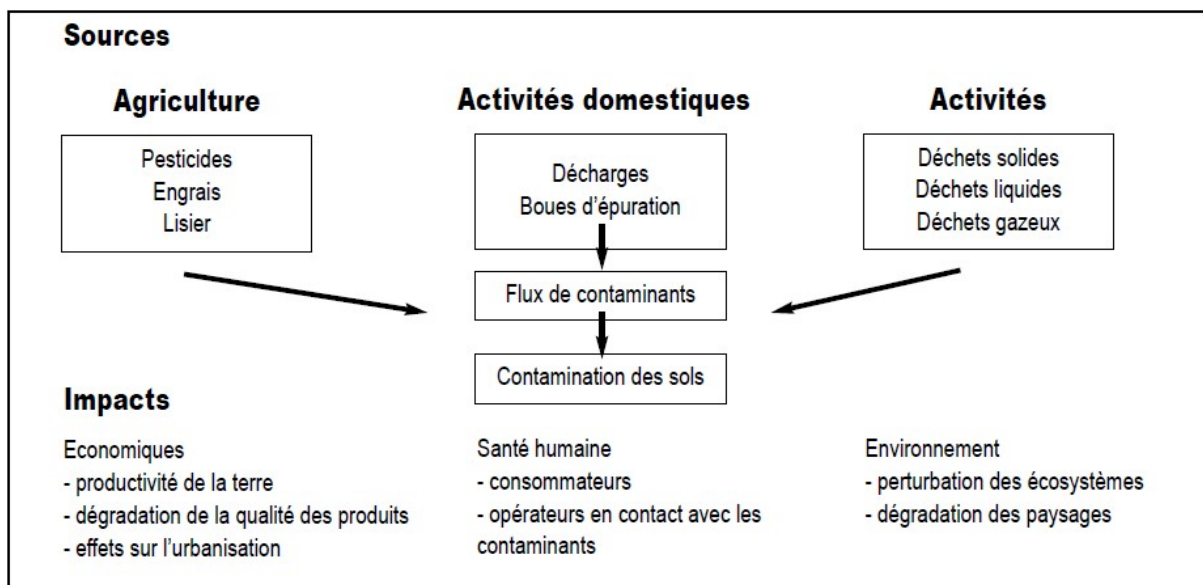


Figure 3. Les diverses formes de contamination des sols et leurs conséquences (**Rainelli, 1996**).

I-2. Généralités sur les déchets

Toute activité humaine consomme des matières premières et produit à long terme des déchets. Ces derniers entraînent des problèmes environnementaux qui affectent différemment les collectivités locales, les pays et même la planète (**Da, 2003**). Ainsi, tout déchet doit être géré de façon écologique pour protéger la santé et l'environnement (**Encyclopédie encarta, 2006**). En effet, depuis le début des années 1990, la protection de l'environnement est devenue une préoccupation collective. La question des déchets est quotidienne et touche chaque individu tant sur le plan professionnel que familial. Chacun peut et doit être acteur d'une meilleure gestion des déchets. Des gestes simples permettent d'agir concrètement pour améliorer le cadre de vie et préserver le bien-être de l'homme.

Selon **Gouhier (2005)**, la gestion des déchets (Rudologie) consiste en la collecte, le transport, le traitement, la réutilisation ou l'élimination des déchets. Un accent est mis depuis quelques décennies sur la valorisation des déchets dans une perspective d'économie circulaire.

I-2.1. Qu'est-ce qu'un déchet ?

Tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon. (**Code de l'environnement Article L541-1**).

I-2.2. Catégories

Les déchets se répartissent en quatre types importants selon leurs natures, leurs origines, leurs mode de traitement et d'élimination, leurs comportement et leurs effets sur l'environnement (**Sotamenou, 2005 ; Diagabate, 2009**).

I-2.2.1. Selon leur nature

D'après **MATE (2003)**, il existe trois catégories essentielles :

- Déchets solides : ordures ménagères, emballages (cartons, papiers, verre, plastiques) ;
- Déchets liquides : huiles usagés, peintures, rejet de lavage ;
- Déchets gazeux : biogaz, fumées d'incinération.

I-2.2.2. Selon leur origine

Trois classes peuvent être distinguées :

a- Les déchets ménagers

Ils sont composés de :

- Ordures ménagères ;

- Déchets volumineux ou "encombrants" ;
- Déblais et gravats produits par les ménages ;
- Les déchets des espaces ou des établissements publics (rues, marchés, écoles, hôpitaux...) ;
- Les déchets artisanaux et commerciaux ;
- Les "déchets assimilables aux ordures ménagères" synonymes de déchets industriels banals (DIB), ne sont pas des déchets des ménages mais peuvent être éliminés dans les mêmes installations que les ordures ménagères.

b- Les déchets industriels :

Ils sont classés, selon leurs caractères plus ou moins polluants en trois grandes classes :

- Les déchets industriels spéciaux (D.I.S), contiennent des éléments polluants en concentration plus ou moins forte. Ils présentent certains risques pour la santé de l'homme et l'environnement.
- Les déchets industriels banals (D.I.B), appelés quelquefois déchets industriels assimilés aux déchets ménagers, sont constitués de déchets non dangereux et non inertes.
- Les déchets industriels inertes sont des déchets non susceptibles d'évolution physique, chimique ou biologique importante. Ils sont essentiellement constitués de déblais et gravats et ne doivent pas être mélangés avec d'autres déchets.

c- Les déchets agricoles :

L'activité agricole peut générer trois types de déchet (**INRA**) :

- Des résidus de l'industrie agroalimentaire ;
- Des déchets de cultures ;
- Des déjections animales de l'élevage.

I-2.2.3. Selon le mode de traitement et d'élimination

Ils sont classés en trois grandes catégories :

- Les déchets inertes : ces déchets ne se décomposent pas, ne se brûlent pas et ne produisent aucune autre réaction physique ou chimique. Ils ne sont pas biodégradables, il s'agit surtout des déchets minéraux ou assimilables au substrat naturel, non pollués : tuiles, céramiques, verre, briques, terres et granulats non pollués, bétons, enrobés bitumeux sans goudron ;
- Les déchets banals : il s'agit des déchets de toute nature dès lors qu'ils ne sont ni inertes, ni dangereux, quand ils proviennent des entreprises, ils sont appelés les Déchets Industriels Banals (DIB). Les DIB sont de nature assimilable aux déchets ménagers et peuvent être

éliminés de façon identique comme: les métaux, papiers, cartons, plastiques, caoutchouc, bois, peinture, textile. **(Décret n° 96-1008)** ;

- Les déchets dangereux (DD) : Ils contiennent des substances dangereuses pour l'homme et pour l'environnement. Leur élimination nécessite des traitements particuliers dans des structures spécialisées. Ils sont appelés les Déchets Industriels Spéciaux (DIS), un DD produit en petites quantités est aussi appelé un Déchet Toxique en quantités dispersées (DTQD) : les huiles de vidange et d'usinage, solvants, absorbants souillés **(Décret N° 2002-540)**.

I-2.2.4. Selon le comportement et les effets sur l'environnement

- Les déchets fermentescibles : principalement constitués par la matière organique, animale ou végétale à différents stades de fermentation aérobies ou anaérobies ;
- Les déchets toxiques : poisons chimiques ou radioactifs qui sont générés soit par des industries, soit par des laboratoires, ou tout simplement par des particuliers qui se débarrassent avec leurs ordures, de certains résidus qui devraient être récupérés séparément exemple : flacons des médicaments, seringues, piles et autres gadgets électroniques. **(Décret N° 96-1008)**.

I-2.3. La gestion des déchets

La gestion des déchets va de la collecte au transport et enfin aux différentes méthodes de traitement actuellement disponibles et répond à une logique de 3 principes : Réduire, Réutiliser et Recycler. Elle se résume comme suit :

Nous devons d'abord et avant tout réduire la quantité des déchets-ressources à traiter. Nous devons ensuite les réutiliser le plus possible. C'est seulement après que nous devons prendre les mesures nécessaires afin de recycler et/ou de composter. Toutes ces opérations doivent se réaliser en respectant la communauté, l'environnement et la santé. Les déchets restants doivent être traités selon leur degré de toxicité **(Vaillancourt et al., 1999)**.

Dans les pays du Sud, la gestion des déchets peut se résumer en trois phases : la collecte et le transport des déchets, le tri des déchets et leur traitement **(Diagabate, 2009)**.

I-2.3.1. La collecte et le transport des déchets

La collecte est la première étape du cycle de la gestion des déchets, elle se fait en deux étapes complémentaires : La première étape ou collecte primaire consiste à faire le « porte à porte » pour la collecte des ordures et les conduire directement au lieu de traitement **(Saskatchewan et al., 1997 ; Charnay, 2005 ; Akouwerabou, 2007)** ; La collecte en un point de

regroupement constitue la seconde étape, elle s'effectue grâce à des conteneurs, vidés régulièrement.

Enfin la collecte doit concerner aussi l'évacuation des déchets non contrôlés dans les rues **(Kambale, 2003)**.

En ce qui concerne le transport, il se fait à partir des bacs, des dépotoirs ou des sites de transfert vers les décharges. Les différents types de collecte des déchets urbains nécessitent des modes de transport urbain. Le camion benne est le véhicule le plus fréquent dans les grandes villes.

Le transport des déchets dangereux (exemple : huiles usagées, solvants usagés...) doit respecter la réglementation sur le transport des matières dangereuses et se faire par le producteur lui-même ou une entreprise autorisée **(Waas, 1996 ; Zurbrugg, 1996)**.

I-2.3.2. Le tri des déchets

Le tri des déchets est une opération qui permet de sélectionner les déchets selon leur nature et de les séparer en fonction de leur composition. Il est effectué par les particuliers et les industriels, puis affiné dans des centres de tri spécialisés. Le tri ménager des déchets est le premier échelon de la chaîne de valorisation des déchets et permet notamment de séparer les déchets recyclables des autres déchets **(INRA, 2002)**.

Le tri peut ensuite être réalisé soit sur déchets humides **(ADEME, 1993)** soit sur déchets séchés à 80°C **(Norme AFNOR NFX 30-466, 2005)**. Les déchets sont ainsi séparés par taille. Le tri des déchets revêt plusieurs intérêts écologiques. Il permet en effet : d'économiser de l'énergie en recyclant les déchets. Il permet aussi de préserver les ressources naturelles de la planète, de réduire la quantité de déchets accumulés ou la pollution dégagée par leur incinération. Il permet enfin à tout citoyen de prendre conscience de ses actes et de leurs conséquences sur l'environnement.

I-2.3.3. Le traitement

Le traitement des déchets est un ensemble de procédés ayant pour but de réduire dans les conditions contrôlées le potentiel polluant initial, la quantité ou le volume des déchets.

Dans les pays du Sud, une forte majorité des déchets est mise en décharge (le plus souvent non contrôlée) ou dispersée dans les rues et les champs. Pour réduire les impacts environnementaux, différentes techniques existent comme le stockage dans les centres d'enfouissement, technique présentant les meilleures garanties de protection de l'environnement ; l'incinération ou la valorisation par la voie du réemploi, du recyclage ou du compostage **(Charnay, 2005)**.

On distingue trois grands modes de traitement des déchets solides urbains :

I-2.3.3.1. La valorisation des déchets

La valorisation des déchets est tout traitement ou utilisation des déchets qui permet de leur trouver un débouché ayant une valeur économique positive. Tous les procédés conduisent à des économies de matières premières en même temps qu'ils contribuent de façon directe au respect et à la sauvegarde de l'environnement, ce qui offre d'avantages **(INRA, 2002)** ; D'une part l'extraction de nouvelles matières premières des déchets et donc contribue à réduire l'exploitation des ressources naturelles ; d'autre part la valorisation des matières issues des déchets est moins gourmande en énergie et en eau que le traitement des matières premières vierges. La valorisation des déchets est également une source de création d'emplois surtout au sein des pays du Sud où une forte proportion de la main d'œuvre est non qualifiée **(Akouwerabou, 2007)**.

Plusieurs formes de valorisation des déchets existent :

Le recyclage des déchets

Le recyclage est un procédé par lequel les matériaux qui composent un produit en fin de vie (généralement des déchets industriels ou ménagers) sont réutilisés en tout ou en partie. Pour les pays industrialisés, le recyclage regroupe la récupération et la réutilisation des divers déchets ménagers. Ceux-ci sont collectés et triés en différentes catégories pour que les matières premières qui les composent soient réutilisées (recyclées). Il permet d'abord d'économiser de la matière première et donc de préserver les ressources naturelles de notre planète. Il permet également de réduire le volume et le poids de nos poubelles et donc de limiter les risques de pollution de l'air et des sols. Selon **Ta Thu Thuy (1998)**, la récupération de matériaux recyclables réduit la quantité de déchets à traiter de 20 à 25%. Bien qu'apportant une contribution importante à la baisse des quantités de déchets à éliminer (par enfouissement), le recyclage n'est pas suffisant pour contrer l'augmentation de la production des déchets ou y suffit à peine **(Akouwerabou, 2007)**.

Le Compostage

Pour **Raviv (2000)**, le compostage est la méthode de traitement préférentielle pour beaucoup de déchets organiques, autant du point de vue écologique qu'économique. Il s'agit alors de la réintégration de la matière organique dans les cycles biogéochimiques de notre environnement **(Record, 2002)**.

Dans les pays du sud le compostage est adapté du fait de la proportion importante de matière organique contenue dans les déchets urbains et de la volonté de réduire le gisement entrant en décharge (**Charnay, 2005**).

I-2.3.3.2. Le traitement thermique

Deux modes de traitement thermiques peuvent être distingués

L'incinération

L'incinération est le processus de destruction d'un matériau en le brûlant. Elle est connue pour être une méthode pratique pour se débarrasser des déchets contaminés, comme les déchets médicaux biologiques (**Sotamenou, 2005**). Elle est une option importante pour le traitement des déchets puisqu'il réduit très nettement l'espace requis par les décharges.

C'est une méthode très répandue dans les pays industrialisés demandant des investissements mais aussi une surveillance et une maintenance des équipements spécifiques (**Charnay, 2005**).

Le choix de l'incinération comme filière de traitement des déchets est peu retenu dans les pays du Sud, à cause de la difficulté de combustion due à la nature même des déchets, de l'investissement de départ et également des frais élevés de fonctionnement (**Rand, 2000**).

La pyrolyse

C'est un autre procédé de traitement thermique, avec une combustion menée en atmosphère pauvre en oxygène. Par cette méthode, on cherche à diminuer la quantité des fumées émises et produire un combustible secondaire. Le terme générique de pyrolyse regroupe toutes les opérations de scission moléculaire par voie thermochimique, donnant naissance, suivant la température adoptée à des gaz, des liquides ou des solides valorisables (**Zellagui, 2016**).

I-2.3.3.3. L'enfouissement ou la mise en décharge

La mise en décharge des ordures consiste à les entasser dans un terrain approprié permettant à la nature de jouer son rôle de dégradation, cette technique est réservée à tout déchet ne pouvant pas faire l'objet d'une valorisation organique. Les décharges présentent le moyen d'évacuation le plus satisfaisant et le plus économique, mais uniquement si lorsque toutes les dispositions sont prises afin d'éviter toute nuisance qui peut être générée.

Toutefois, dans les pays du Sud, le stockage dans les décharges ne répond pratiquement pas aux garanties nécessaires pour la préservation de l'environnement (**Matejka, 2004**).

Selon **Johannessen & Boyer (1999)**, il existe différentes techniques de mise en décharge, ainsi nous distinguons, suivant les moyens mis en œuvre et les opérations effectuées sur le terrain, différents types de mise en décharge, et qui peut se faire sur deux types :

- **Les décharges brutes ou non contrôlées**, qui sont un tas de déchets construit clandestinement sans l'assentiment du propriétaire du terrain. Elle est aussi établie et exploitée sans une autorisation administrative (**Desachy, 2001**). Ce sont généralement de petites accumulations de déchets, la plupart du temps non pérennes, composées soit d'ordures ménagères banales, des appareils électroménagers, de gravats, déblais, et de déchets verts résultant de l'entretien d'espaces verts publics ou privés.
- **Les décharges contrôlées**, sont lorsque toutes les dispositions sont prises pour éviter les nuisances. La mise en place, l'exploitation et le devenir de la décharge auront fait au préalable, l'objet d'une étude approfondie. C'est un procédé de traitement relativement simple ne nécessitant pas une infrastructure très importante. Cette option peut être utilisée comme mode de traitement unique ou comme solution de secours ou de complément à d'autres procédés. Une fois les résidus mis en décharge et selon leur degré de compression ou selon qu'ils ont subi ou non une préparation à cette mise en décharge, plusieurs types d'exploitation peuvent alors se présenter. La durée de vie d'un site étant fonction du type de décharge choisi.

Des citoyens s'opposent à la création des décharges quelque soient les conditions ou le lieu, car pour eux la décharge laissera une planète véritablement polluée et causera de graves problèmes environnementaux. Ces oppositions rendent difficile la gestion des décharges (**Zurbrugg & Schertenleib, 1998**).

I-2.4. Les décharges non contrôlées

La mise en décharge constitue, à l'origine, une technique d'élimination des déchets facile à mettre en œuvre et relativement peu coûteuse. Sans gestion adéquate, elle peut toutefois engendrer divers problèmes tant sur les plans hygiénique et sanitaire qu'environnemental.

Il est donc essentiel de comprendre le fonctionnement de la décharge afin d'en optimiser la gestion. Le but est en effet de réduire au maximum le temps de gestion de la décharge, d'en limiter ainsi le coût d'exploitation et la durée des nuisances, d'en accélérer la réhabilitation.

I-2.4.1. Fonctionnement et caractérisation des décharges

Le fonctionnement d'une décharge peut être assimilé à un réacteur bio-physico-chimique donnant lieu à des réactions et à des évolutions complexes qui aboutissent à la transformation chimique, physique et biologique des déchets. Les eaux pluviales qui pénètrent dans le dépôt vont participer aux réactions physicochimiques (dissolutions, précipitations) et biologiques

qui s'y déroulent. Une décharge est donc caractérisée par un flux entrant, un flux sortant ainsi que par une population microbienne :



Figure 4. Le bioréacteur «décharge »

Le flux entrant correspond à l'entrée d'eau dans la décharge ainsi qu'à l'apport de déchets durant le remplissage. Les entrées d'eau dans la décharge sont constituées des précipitations météoriques directes auxquelles s'ajoutent l'eau apportée par les déchets eux-mêmes et les eaux de ruissellement qui entrent dans les alvéoles de stockage, l'eau est donc le vecteur principal de l'évolution d'une décharge.

Le flux sortant correspond aux lixiviats, c'est-à-dire aux eaux de percolation de la décharge, et au biogaz produit (figure 4).

Les lixiviats qui sortent de la décharge vont donc être contaminés par les divers produits, métabolites, et polluants contenus dans la phase liquide présente dans ce bioréacteur que constitue la décharge. On en déduit que les propriétés des lixiviats vont évoluer au cours du temps, au fur et à mesure que la décharge vieillit. La composition du lixiviat est, en quelque sorte, une photographie instantanée de l'état d'évolution du dépôt (**Jupsin et al., 2002**).

Les décharges sont donc le siège d'activités microbiologiques, elles dépendent de divers paramètres physico-chimiques (pH, température, humidité) et consistent en une dégradation de certains déchets ménagers en présence d'eau.

I-2.4.2. Processus biochimiques se déroulant dans une décharge

Le rôle de l'eau

Les eaux météoriques s'écoulent à travers la masse des déchets, avec une vitesse et un débit qui dépendent de la porosité, de la perméabilité et de l'épaisseur du milieu. Elles favorisent la biodégradation des matières organiques fermentescibles et produisent des lixiviats en se chargeant de substances organiques ou minérales provenant des déchets ou des produits de la dégradation des déchets (**Amokrane, 1994**).

La formation des lixiviats met en jeu une grande diversité de phénomènes qui joueront plus ou moins en fonction de la nature des déchets, du mode d'exploitation de la décharge (hauteur des déchets, surface exploitée, compactage...) et de l'infiltration des eaux. Ces phénomènes peuvent être répartis en deux catégories (**Amokrane, 1994**) :

- a) Mécanismes physico-chimiques : évolution du pH, du pouvoir tampon, de la salinité et du potentiel d'oxydoréduction des solutions percolant à travers les déchets ; ces solutions mettent en œuvre des mécanismes chimiques de solubilisation, complexations, oxydoréduction, adsorption, neutralisation et transfert de matière ;
- b) Processus biologiques aérobies et anaérobies qui vont dégrader la fraction organique fermentescible des déchets. Il est admis que le phénomène de biodégradation est à l'origine d'une complexification des réactions qui rend difficile la généralisation de l'ensemble des phénomènes réels.

L'évolution biologique

Dans une décharge les micro-organismes sont responsables de la production de biogaz, celui-ci est de nature différente selon qu'il est produit par des micro-organismes aérobies ou anaérobie. (**Christensen *et al.*, 2001**)

- Dans le premier cas il est composée essentiellement de gaz carbonique et d'eau toutefois ce type de biogaz n'est produit qu'en faible quantité car, étant donné le comblement progressif et la compaction des déchets, la phase aérobie est brève et ne concerne que le début de l'accumulation sur le site et ultérieurement la couche supérieure des déchets. (**Thonart *et al.*, 1998**). Le principal facteur susceptible de contribuer à l'évolution des déchets est la biodégradation de la matière organique fermentescible en des formes solubles et gazeuses. Cette dégradation par des micro-organismes (champignons, bactéries) débute par une fermentation aérobie (c'est-à-dire en présence d'oxygène). Après épuisement en quelques semaines de l'oxygène présent dans le massif de déchets, apparaît la phase anaérobie entraînant la formation de biogaz et de métabolites organiques ou minéraux solubles dans l'eau.
- La dégradation anaérobie de la matière organique est le métabolisme prédominant dans les décharges. Il s'agit d'un processus microbiologique et biochimique complexe mettant en œuvre de nombreuses espèces bactériennes, transformant à terme la matière organique fermentescible principalement en méthane et gaz carbonique, on peut distinguer quatre phases successives dans la dégradation anaérobie : Hydrolyse, Acidogenèse, Acétogenèse et Méthanogenèse, (**Bryant, 1979**) (Figure 5). **Christensen *et al.*, (2001)** rajoute une dernière phase dite de « maturation-stabilisation », qui correspond à la fin de la méthanogénèse, où, entre autres, l'oxygène réapparaît dans le milieu.

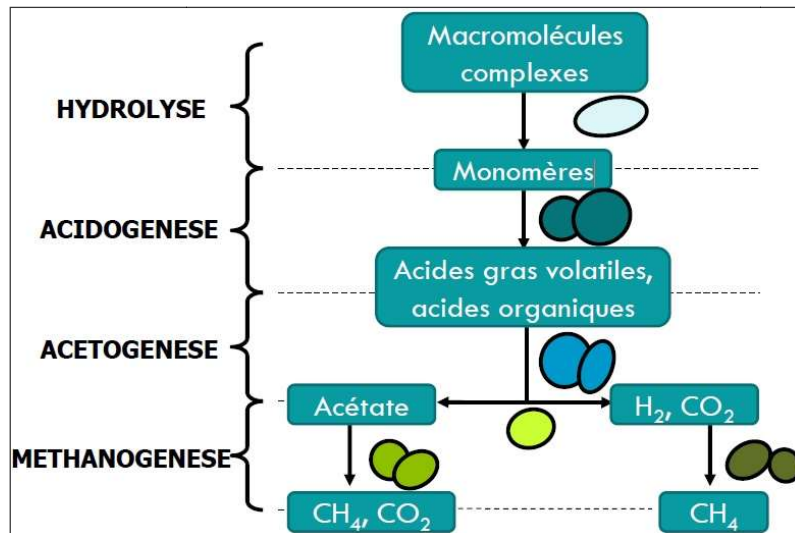


Figure 5 : Processus biochimiques se déroulant dans une décharge (Bryant, 1979)

La première étape est en relation avec des micro-organismes producteurs d'enzymes extracellulaires. Ces enzymes sont responsables de l'hydrolyse de macromolécules (hydrates de carbone, protéines, matières grasses) en molécules plus petites et solubles (sucres, acides aminés, acides gras). Cette étape peut se dérouler en aérobiose partielle. (Thonart *et al.*, 1988).

Au cours de l'étape d'acidogénèse, les produits de l'hydrolyse sont bio-convertis par des bactéries acidifiantes notamment en alcools et acides gras de petites tailles (jusqu'à cinq carbones) aussi appelés acides gras volatils (AGV).

Le groupe des bactéries céto-gènes est très hétérogène et produit de l'acide acétique, de l'hydrogène et du dioxyde de carbone (CO₂) à partir des AGV.

Quant aux bactéries méthanogènes, elles sont anaérobies strictes, un premier groupe consomme l'hydrogène et le dioxyde de carbone pour donner du méthane (CH₄), un second transforme l'acide acétique en méthane et en dioxyde de carbone.

Globalement, la consommation des AGV provoque une remontée du pH qui, elle, stimule l'activité méthanogène.

A noter également qu'une sulfato-réduction peut apparaître notamment en présence d'une concentration élevée en sulfates (SO₄²⁻). Ces derniers sont présents dans plusieurs types de déchets de construction ou dans le sous-sol de certaines décharges, à proximité des mers ou des lacs salés, par exemple.

Les bactéries sulfato-réductrices anaérobies strictes, utilisent l'hydrogène, l'acide acétique, les alcools et les AGV pour former du CO₂ et du sulfure d'hydrogène (H₂S). La stabilisation de la

matière organique et la chute de la production de gaz correspondent à la phase terminale d'évolution de la décharge. (Bryant, 1979).

Production des lixiviats

Les lixiviats de décharge sont des eaux usées complexes résultant de la percolation de l'eau de pluie à travers les déchets (Figure 6) où des processus biologiques, physiques et chimiques ayant lieu au sein même de la décharge, leur composition révèle notamment de hautes valeurs de conductivité, DCO, DBO5, anions, cations, ammoniac, métaux lourds... et dépend de nombreux facteurs : composition des déchets, âge de la décharge, conditions météorologique, etc. (Adam & Vassel, 1988). La formation des lixiviats implique non seulement la caractérisation des déchets enfouis mais aussi l'étude des interactions entre l'eau et les déchets (Colin, 1985).

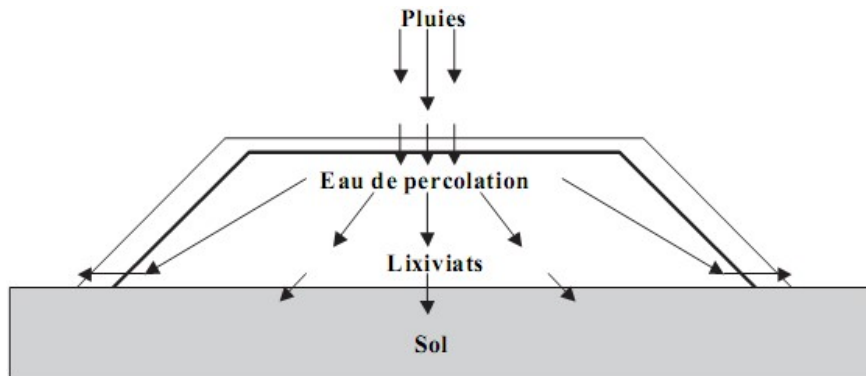


Figure 6 : Les lixiviats (Barres, 1990)

Quatre sources d'eau contribuent à la production du lixiviat dans les zones de décharge :

- l'eau initialement contenue dans les déchets ;
- l'eau produite lors de la décomposition de la matière organique contenue dans les déchets ;
- l'eau provenant des précipitations météoriques ;
- l'eau venant de la nappe phréatique.

Composition

La composition des lixiviats dépend de la nature des déchets, de la géométrie et de la gestion du site, en particulier la façon dont les apports en eau sont contrôlés. De plus, les mécanismes intervenant dans le processus de dégradation des déchets modifient la composition des lixiviats (Ross, 1990).

La qualité physico-chimique des lixiviats est non seulement très diverse mais variable dans le temps et dans l'espace. Elle dépend de plusieurs facteurs (Deunevz, 1987 ; Ozanne, 1990), tels que le mode d'exploitation de la décharge, les conditions climatiques et essentiellement la nature des déchets et l'âge de la décharge (Barres *et al.*, 1990).

Qualitativement, les lixiviats se composent en général de deux fractions : une fraction minérale et une fraction organique. (**Ghassemi *et al.*, 1984 ; Colin, 1985**).

Production des biogaz

Le phénomène de digestion anaérobie s'établit dans les décharges après une première phase de dégradation aérobie. Celui-ci aboutit à la production de biogaz, essentiellement constitué de méthane et dioxyde de carbone. Suivant les sites, la nature et la quantité de biogaz seront variables. Son captage est rendu nécessaire par la nuisance qu'il présente pour les riverains. (**Aina *et al.*, 2006**)

Composition

La composition du biogaz dépend de nombreux paramètres parmi lesquels on peut citer la nature et la qualité des déchets stockés, le mode d'exploitation du site, l'âge des déchets etc.

Dans les premiers mois qui suivent le dépôt, la dégradation de la matière organique conduit à la formation d'hydrogène, d'acides gras volatils et de dioxyde de carbone, tout en consommant de l'oxygène et de l'azote (**ADEME, 2000**). La nature des biogaz diffère d'un site à un autre (**Dessachy, 1994**). Le méthane et le dioxyde sont les gaz les plus abondants. Ils représentent respectivement 30-65 % et 34-46 % en volume total des biogaz (Tableau 3).

Tableau 3 : Composition et caractéristiques des biogaz de décharge

Composé	Concentration	Caractéristiques
CH ₄	30-65 % en volume	Combustible, effet de serre
CO ₂	34-46 % en volume	Corrosif
H ₂ S	0-40 ppm	Odorant, corrosif
Composés soufrés totaux	< 100 ppm	Odorant, effet de serre
Composés halogénés totaux	< 300 ppm	----
Hydrocarbures	< 0,2 %	Odorant
Azote ammoniacal	< 20 ppm	Odorant
Eau	Saturation : 4 % volume à 30 ° C 1,3 % volume à 15 ° C	Corrosif

I-2.4.3. Impact des décharges sur l'environnement

Les décharges non contrôlées sont des sources de pollution de plusieurs ordres qui peuvent se résumer à des émissions et des nuisances.

I-2.4.3.1. Les émissions

L'importance des émissions générées sont directement liée au type d'installation de stockage et à sa configuration. Ces émissions sont doubles, production des lixiviats et de biogaz.

Les lixiviats

Le plus grand risque lié à la production de lixiviats est 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.

Ainsi le rejet des lixiviats bruts dans les cours d'eau a pour conséquence la modification de leur composition physico-chimique (**Khattabi et al., 2002**). Il peut même avoir des effets toxiques sur la faune et la flore à cause de leur charge organique élevée et à la toxicité de certains de leurs polluants.

Les principaux problèmes de qualité de l'eau consécutifs à l'introduction des polluants des eaux de lixiviation sont : l'eutrophisation dont les principaux symptômes résident dans la prolifération d'algues et de macrophytes (**Kauarkleite, 1990**), l'anoxie des eaux, le goût, l'odeur et la coloration indésirables....etc.

Les biogaz

Les biogaz des décharges sont à l'origine d'importantes nuisances qui sont parfois très graves pour la santé et pour l'environnement. Ainsi, le méthane en quantité considérable (30 à 65 % du volume total), présente des dangers d'explosion. Le dioxyde de carbone représente aussi un grand danger d'asphyxie au niveau des sites surtout pour les gens qui travaillent à l'intérieur des dépotoirs, les récupérateurs qui fouillent dans les déchets sans aucun moyen de protection. La présence des composés organo-volatiles toxiques au niveau de ces biogaz, tel que le benzène et le chlorure de vinyle, peuvent entraîner des maladies cancérogènes des poumons et de la peau et parfois même la mort. Certains composés gazeux résultant de la biodégradation de la matière organique au niveau des décharges tels que les mercaptans (dérivés d'alcool sulfuré) et les hydroxydes de soufre (H₂S) sont à l'origine des odeurs nauséabondes qui se dégagent de tous les sites. Les incendies qui se produisent au niveau des décharges soit de façon spontanée ou provoquée, entraînent la propagation de certains gaz très toxiques telles que les dioxines et les furannes. (**Mehdi, 2008**).

I-2.4.3.2. Les nuisances

Bien qu'une décharge soit un projet à durée limitée, ses effets ne le sont pas, en plus des impacts négatifs générés par les émissions déjà mentionnés, d'autres nuisances peuvent

apparaître, à court et à long terme, le tableau ci-dessous résume les principales nuisances pour l'environnement.

Tableau 4 : Nuisances et impact des décharges (Mehdi, 2008)

Nature des nuisances	Origines	Impacts
Envols	Papiers et plastiques, feuilles, textiles	Pollution du milieu naturel, atteintes au paysage
Odeurs	Déchets, fermentation, biogaz	Désagréments pour le personnel et les riverains
Poussières	Circulation des véhicules et engins	Désagréments pour le personnel et les riverains
Animaux errants	Attrait nutritif des déchets	Transport de maladies, gêne pour l'aviation, atteinte à la chaîne alimentaire
Incendies et explosion	Imprudences, déchets incandescents, Accumulation de biogaz	Danger pour le personnel, nuisances olfactives
Bruit	Circulation d'engins	Désagréments pour le personnel et les riverains
Défrichage, déboisement	Implantation d'une installation de stockage	Appauvrissement paysager, gêne visuel
Risques sanitaires	Toxicité des déchets, organismes pathogènes	Maladies

I-2.5. En Algérie

I-2.5.1. Cadre juridique de la gestion des déchets municipaux en Algérie

La croissance économique enregistrée en Algérie depuis les deux dernières décennies a aggravé la situation environnementale en matière de la gestion des déchets municipaux. La prise de conscience de la part de l'État algérien a débuté concrètement en 2001 avec l'adoption du Programme national de la gestion intégrée des déchets municipaux (**Djemaci, 2012**). L'Algérie est l'un des pays qui doivent répondre aux exigences des populations locales mais aussi à d'autres exigences toujours plus strictes et contraignantes auxquelles elle s'est souscrite, il s'agit notamment des protocoles et conventions internationaux (protocole de

Kyoto, convention de Bale, de Stockholm, et de Montréal.) visant à préserver la santé et l'environnement.

I-2.5.2. Fonctionnement de la gestion des déchets en Algérie

La quantité de déchets municipaux produite en Algérie est estimée à 8,5 millions de tonnes/an (déchets ménagers et assimilés). Un algérien en zone urbaine produit quotidiennement environ 0,7 kg/j/hab de déchets solides. Au niveau de la capitale (Alger), cette production avoisine 0,9 kg/j/hab. La mise en décharge est la destination finale la plus privilégiée pour l'élimination des déchets solides urbains. L'enquête réalisée par les services du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (**MATE**) fait ressortir plus de 3000 décharges non contrôlées implantées à travers le territoire national, occupant une superficie de plus de 150 000 hectares et situées le plus souvent sur des terres agricoles ou le long des oueds. Ces dernières sont dans un état d'insalubrité très prononcée et constituent un danger permanent pour l'environnement et la santé publique. (**Kehila, 2010**)

Le but de toute gestion saine des déchets est la préservation de la santé des populations et de son environnement, il est nécessaire de minimiser la qualité de rejet et de faire en sorte que les rejets soient enfouis dans le milieu naturel en prenant toutes les précautions possible. La caractérisation des déchets permet justement d'évaluer, au préalable, leur potentiel risque pour le milieu et de choisir le mode de traitement optimal pour ces rejets.

Aujourd'hui, l'Algérie est confrontée au problème des sites pollués tels que les aires industrielles et les lieux de décharges, dans lesquels ont été utilisées ou déversées des substances dangereuses pour l'environnement. Les risques que ces sites pollués présentent, ont suscité une très grande préoccupation.

Chapitre II

Description de la région d'étude

II-1. La région d'étude

II-1.1. Situation géographique

La wilaya d'El Tarf, est une subdivision administrative algérienne ayant pour chef-lieu la ville éponyme est issue du dernier découpage administratif de 1984.

Elle s'étend sur une superficie d'environ 3 339 Km² située au nord-est du pays (figure 7), limitée au Nord par la mer méditerranée, au Sud par les Wilayas de Souk-Ahras et Guelma, à l'Ouest par la Wilaya de Annaba et à l'Est par la frontière Tunisienne.

Cette région se caractérise par une importante richesse biologique et une diversité d'écosystèmes forestiers de plaines et de montagnes marins, lacustre, lagunaire, palustre, rupicole et agro écosystème (**Belair De, 1990**) c'est l'une des raisons qui a permis de l'ériger en parc national(le parc national d'El Kala (PNEK)).

Ce parc abrite plusieurs sites humides qui se répartissent depuis l'Est de l'Oued Mafragh (long. E. 7°50') jusqu'à l'Ouest de Kef Seghleb (Cap Roux) (long. E.8°30') et sont tous situés au Nord de la latitude (36° 05'). Certains sites ont été classés par la convention de Ramsar 1971 (lac Oubeïra , lac Tonga, marais de la Mekharda, lac des Oiseaux, lac Noir, Aulnais de Aïn Khïar,...),

Le parc national d'El Kala (PNEK), est l'un des plus grands parcs nationaux d'Algérie et de la méditerranée occidentale. Couvrant une superficie de 76 438 ha, crée le 23 juillet 1983 par le décret N° 83/458 (**DGF, 2019**), il été classé comme réserve de la biosphère par l'UNESCO en 1990.

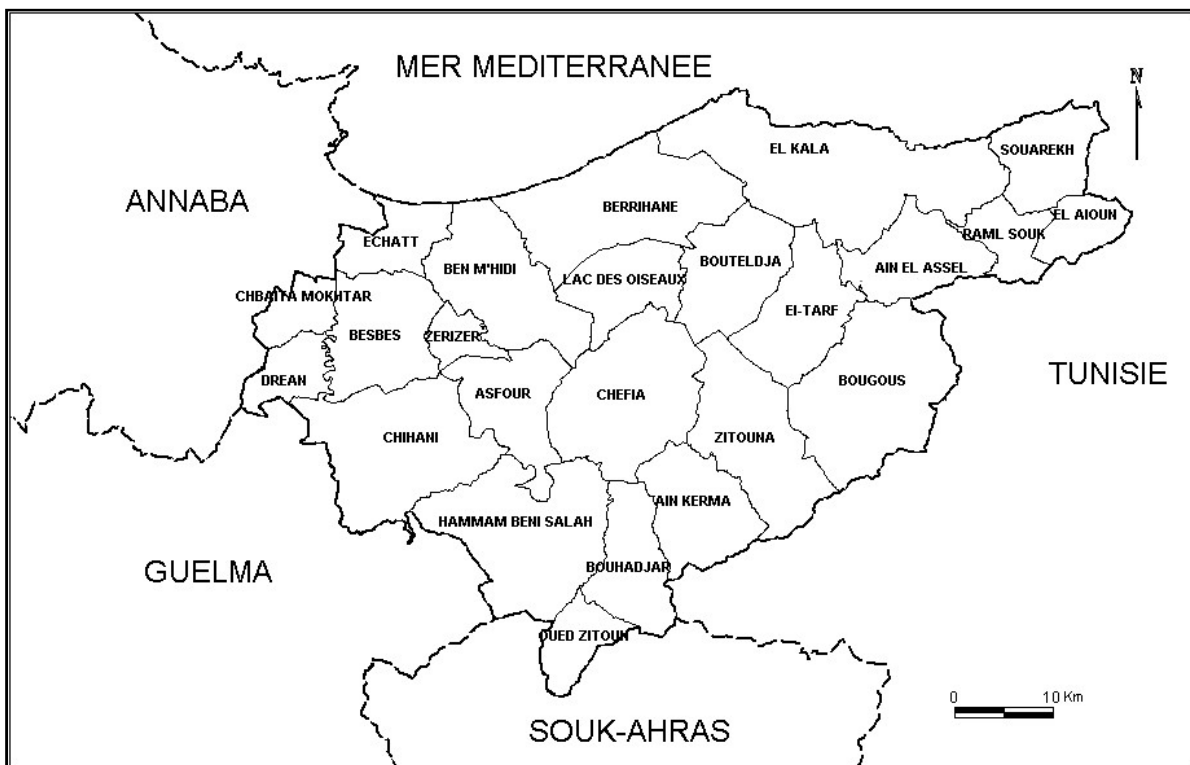
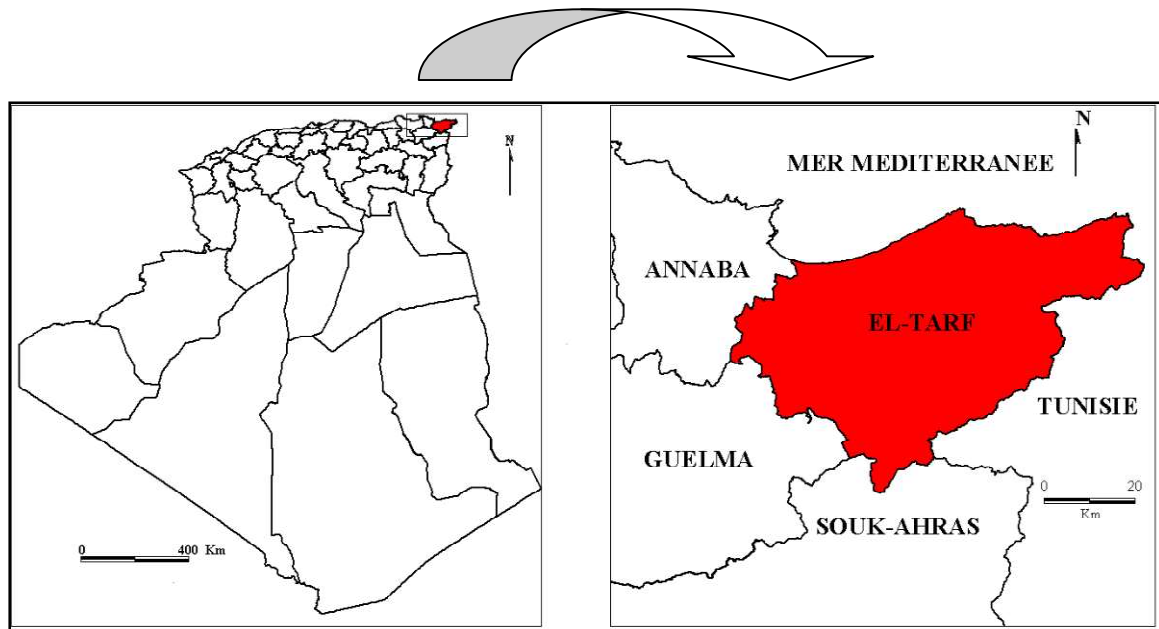


Figure 7. Situation géographique de la wilaya d'El-Tarf et de la zone d'étude (Zaafour, 2012)

II-1.2. Aspect socio-économique

II-1.2.1. La population

La wilaya compte une population de 446 619 habitants. (Estimation 2014) répartis sur 24 communes avec une superficie totale de 3 339 km² (ANDI, 2016).

La répartition des habitants est très inégale. Les communes situées en zone de plaine représentent en effet, 70% de la population de la wilaya et les communes de montagne 30%. Avec un taux d'accroissement annuel moyen de 1,5 % pour 2,4 % au cours de la décennie

précédente. Cette population est fortement concentrée dans les agglomérations les plus importantes telles que : El-Tarf, El-Kala, El Besbes....etc. (ANDI, 2016).

II-1.2.2. Le tourisme

La wilaya d'El-Tarf est caractérisée par deux principales vocations, le tourisme et l'agriculture. La vocation touristique apparaît à travers la diversité de ses nombreuses et indéniables potentialités, ainsi que les sites historiques et archéologiques résultant du passage de plusieurs civilisations, les stigmates sont encore présents en plusieurs lieux et contrées de la wilaya. Elle recèle des atouts certains, uniques en Algérie et rares à travers le monde.

Les atouts touristiques de la Wilaya sont nombreux, on compte :

- Des plages au sable fin situées le long d'une corniche, formée d'une succession de falaises, sur une côte de 90 km de longueur.
- Un parc national de renommée mondiale, dont l'exclusivité de sa richesse naturelle et touristique lui attribue sa réputation de région aux plus fascinants attraits de la nature.
- Des étendues lacustres représentées par 06 lacs, avec un patrimoine cynégétique riche et diversifié. Ces lacs constituent des zones de repos pour la faune non contrôlée et de nidification des espèces ornithologiques.
- Un patrimoine historique et culturel d'une valeur appréciable, constitué par des dolmens, ruines et sites archéologiques. (ANDI, 2013).

II-1.2.3. Agriculture

La région d'El Tarf, par sa vocation agricole, et ses conditions pédoclimatiques, est un important pôle agricole dans l'Est algérien, elle dispose d'un peu plus de 72 000 hectares.

Les pratiques culturelles recensées sont les suivantes :

-Les cultures maraîchères, industrielles, fourragères et arboricoles ainsi que l'élevage de bovins, de volaille, l'apiculture, la pisciculture sans oublier la filière bois de forêt (Labar, 2003).

II-1.2.4. L'industrie

Malgré sa vocation agricole, la région d'El Tarf compte une activité industrielle très peu développée dominée par les petites et moyennes industries, l'agroalimentaire caractérisée principalement par le concentré de tomate.

Plus de la moitié des communes sont dépourvues d'unités industrielles alors que la forte concentration longe le principal axe routier (RN 44). (ANDI, 2013).

II-1.2.5. Facteurs de pollution

a- Pollution urbaine

Une menace réelle sur le milieu naturel se distingue par :

- Des déchets solides urbains estimés à 110 T/J environ concernant 26 décharges non contrôlées (Inspection de l'environnement)
- Environ 39 000 m³/j d'eaux usées domestiques sont rejetées dans les oueds et même parfois à ciel ouvert sans traitement préalable par raison de réseau défectueux et de disfonctionnement des stations d'épuration (**Labar, 2003**).

b- Pollution industrielle

Un nombre de six unités de conserveries de tomate (Direction de l'environnement) rejettent chaque saison environ 26 000 m³ vers oued Bounamoussa, oued Seybousse et El-kébir-est sans traitement préalable (**Labar, 2003**).

Ainsi, cinq unités limitrophes aux oueds récepteurs Bounamoussa et Seybousse sont l'origine d'une pollution chimique caractérisée par les valeurs excessives de matières en suspension (MES) et demande chimique en oxygène (DCO) (**Labar, 2002**).

c- Pollution agricole

La région d'étude est à vocation agricole. On y note la présence de plusieurs fermes à élevage important qui ne dispose pas d'équipement de sécurité contre la pollution provoquée par les différents rejets (**Bahrour et al., 2011**).

II-1.3. La géologie

D'après **Nefar (1991)**, la stratigraphie de la région d'El Tarf montre des roches mères datant essentiellement du tertiaire et du quaternaire. L'actuelle structure morphologique résulte donc d'une activité tectonique datant du tertiaire (il y a 65 millions d'années) et du quaternaire (il y a 2 millions d'années).

Cette structure a été soumise à une érosion intense à la fin du miocène et se poursuit jusqu'à présent notamment grâce à une pluviométrie importante (**Benyacoub, 1993**).

Selon **Villa (1980)**, le complexe d'El-Kala est caractérisé par quatre ensembles géologiques :

- La partie Est, est une zone montagneuse et plissée, correspond à un grand fossé de sédimentation, le sillon tellien (**Fladrin, 1952**). Cette région est formée essentiellement de Flysch Numidien, qui désigne des grès de Numidie avec des argiles subordonnées (**Joleaud, 1936 ; Aouadi, 1989 ; Othmani, 2000**).
- La zone littorale entre Annaba et El-Kala est occupée par des dunes datant du quaternaire (**Kherici, 1993**), recouvrant des sables rouges anciens.

- Les plaines et les vallées occupées par le pléistocène moyen et récent (**Joleaud, 1936**).
- La plaine de la Mekrada, plaine de subsidence, constituée de sédiment datant du quaternaire.

Du point de vue structural, cette région possède des structures plissées qui ont subi pour la plupart une forte érosion. Ajouté à cela, d'autres structures encore plus complexes régissent la disposition géologique des roches ; ce sont en particulier les contacts anormaux et les failles sous l'effet de ces accidents tectonique (**Ibncherif, 2006**).

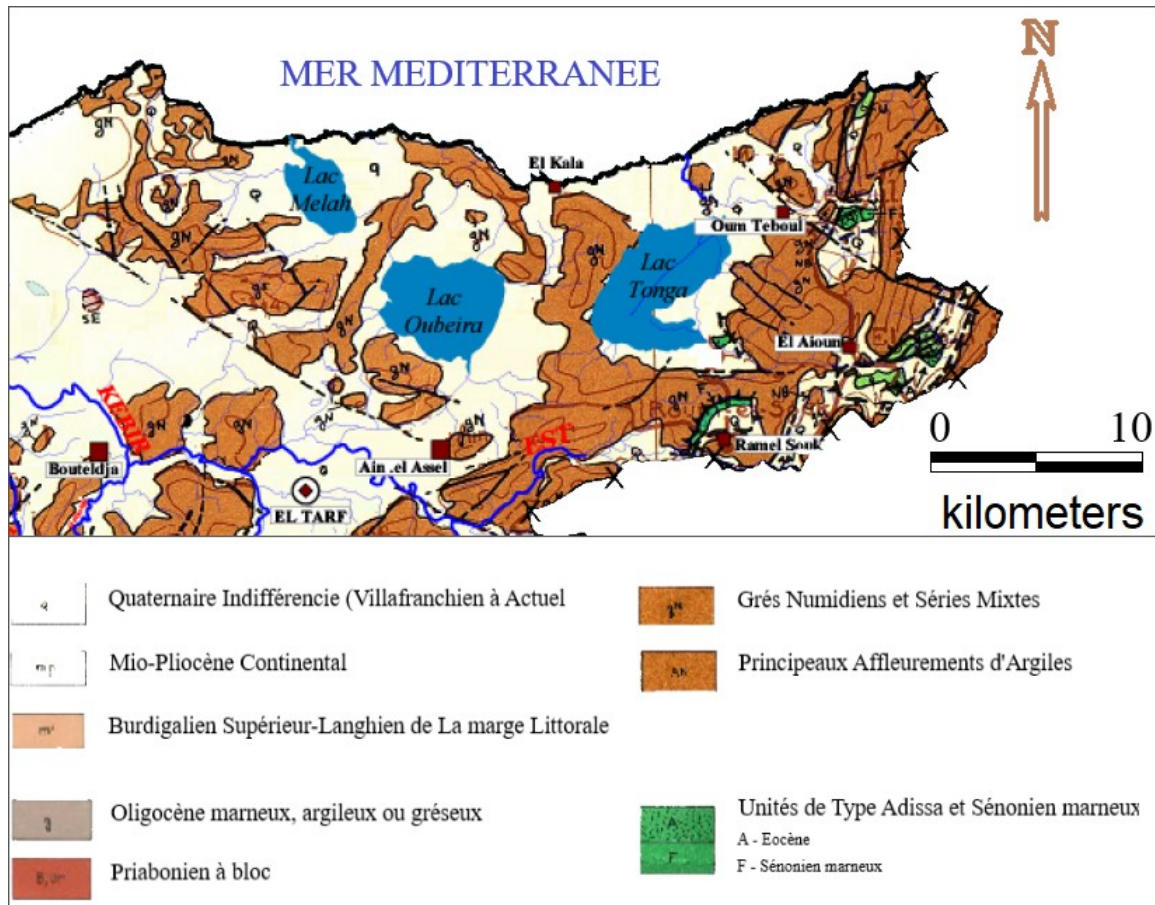


Figure 8. La carte géologique et structurale de la chaîne alpine de l'Algérie orientale et des confins Algéro-tunisiens (1/500 000) (**Bahroun, 2007**)

II-1.4. La géomorphologie

II-1.4.1. Le relief

Le relief est formé par les ensembles topographiques suivants :

- Un cordon dunaire au nord, sur les côtes qui s'étend d'Ouest en Est d'une longueur de 40km et se prolonge vers le sud jusqu'au djebel Segleb. Ce cordon s'enfonce parfois jusqu'à 24 km à l'intérieur des terres (**Belair De, 1990**).

- Des petites imminences gréseuses de relief de faible altitude (180-300 m) qui interrompent à certains endroits le cordon dunaire, ainsi qu'un ensemble de collines au Nord, à l'Est et à l'Ouest ne dépassant pas les 600 m d'altitude ;
- Une plaine alluviale et marécageuse, adossée aux collines intermédiaires des monts de la Medjerda.
- Au Sud, s'élève une partie du versant Nord de la chaîne de Medjerda où l'altitude moyenne est de 1 100 m environ.

D'une manière générale, ce relief se compose d'une juxtaposition de dépression, dont le fond est occupé par des formations lacustres ou palustres et de hautes collines aux formes variées, dômes, escarpements alignements de crêtes, couvertes par une végétation plus au moins dense **(Belair De, 1990)**.

II-1.4.2. Réseau hydrologique

L'importance saisonnière des pluies, son irrégularité annuelle et interannuelle, leur forte intensité pendant la période automnale et la structure géologique expliquent les principales caractéristiques du réseau hydrographique et des débits hydrologiques de la région d'El Kala. Ce réseau se présente sous différents faciès, dont les éléments ont modelés le relief de façon remarquable. Il se manifeste tantôt en :

- Cours d'eau libre (oueds) : L'oued EL Kebir (Est) draine les trois quarts de la surface de la région. Le quart restant est drainé par un certain nombre d'oueds qui se déversent dans les lacs et les dépressions humides telles que oued El-Houte, oued EL Erg, lac Mellah (800 ha).
- Dépressions inter collinaires : Elles sont occupées par les lacs de faible profondeur : le lac Tonga (2 700 ha) et le lac Oubeira (2 200 ha), ainsi que plusieurs marais et Garaat.

Ce réseau est alimenté par des précipitations dépassant 1 200 mm/an à EL Aioun et Ain Drahem, ainsi que par des résurgences de nappe qui forment des sources naturelles telles que les sources de Bougous et Bourdim **(Bahroun, 2007)**. (Figure 9).

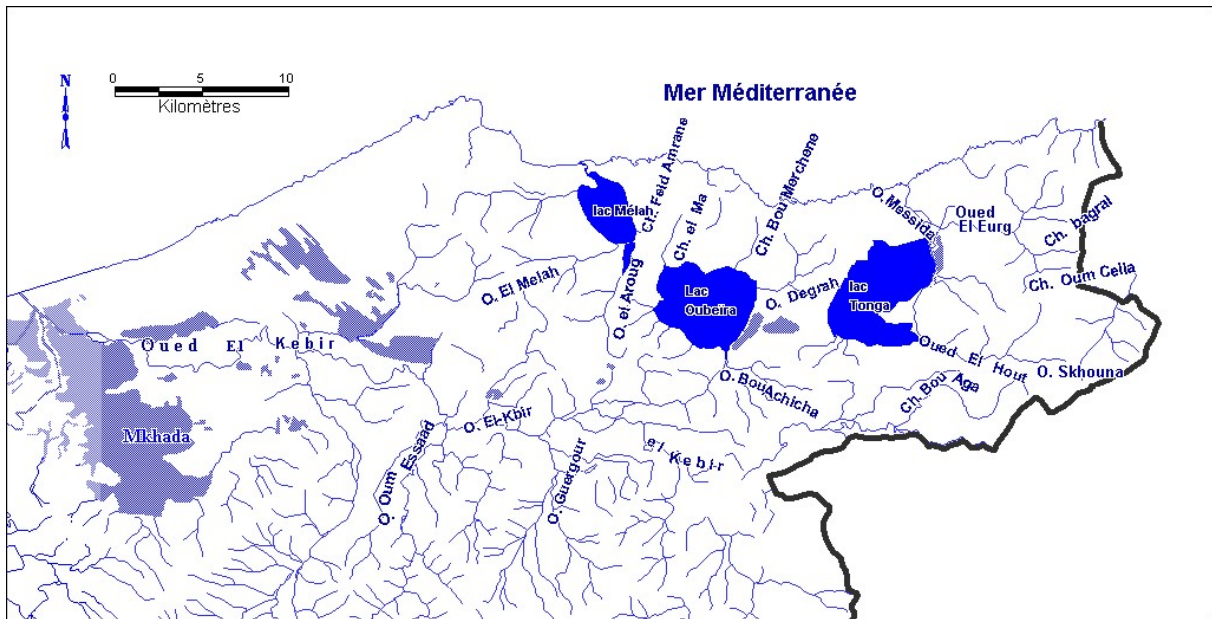


Figure 9. Carte du réseau hydrographique de la région d'étude (Zaafour, 2012)

II-1.4.3. Hydrogéologie

La carte hydrogéologique de la région d'El Tarf (Figure 10) établie par l'agence de bassin hydrographique, Constantinois Seybouse-Mellegue en 2003 distingue les différents aquifères existants dans la région qui sont :

Le bassin d'El Asfour ;

La Nappe du Massif Dunaire de Bouteldja ;

La Nappe Superficiel et Nappe Captive Profonde d'El-Tarf (Superposée) ;

La Nappe Semi Captive d'Oum Teboul ;

La Nappe Superficielle d'Oum Teboul ;

La Nappe du Cordon Dunaire ;

La Nappe des Terrasses ;

progressivement jusqu'au mois de janvier avec 16°C et 7°C respectivement pour les moyennes quotidiennes maximales et minimales, faisant du mois de janvier le plus froid de l'année, alors que le mois d'août est le plus chaud (Figure 11).

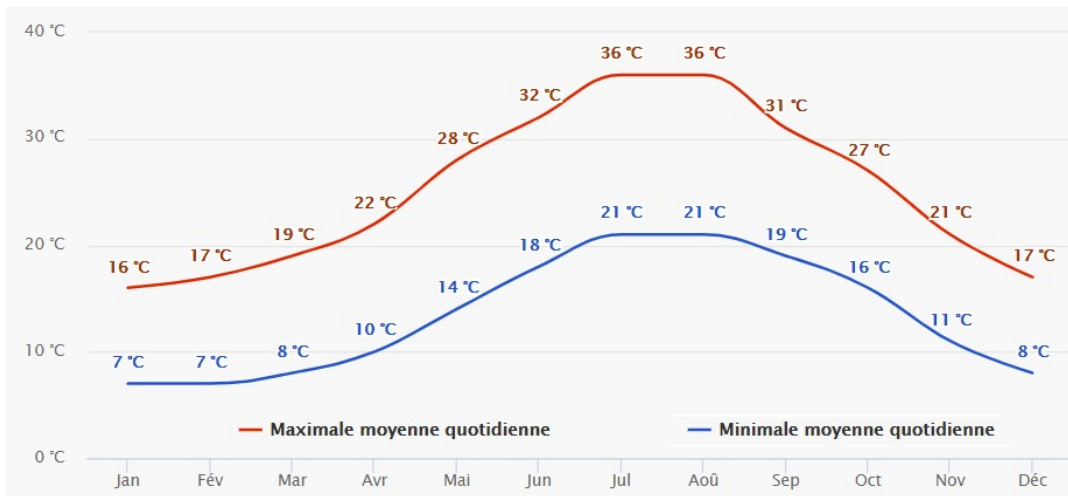


Figure 11. Diagramme des températures moyennes quotidiennes dans la région d'El Tarf (Climate Data, 2018).

Les précipitations

Les précipitations sont plus importantes en hiver, ce qui définit une période humide et une période sèche en été. Les précipitations annuelles moyennes atteignent 124 mm en janvier et 3 mm en juillet, ce qui enregistre une différence de 121 mm entre le mois le plus sec et le mois le plus humide (tableau 5).

Tableau 5 : Précipitation moyenne mensuelle de la région d'El Tarf (Climate Data, 2018)

	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc
P (mm)	124	82	68	53	39	16	3	5	37	72	90	105

La répartition saisonnière des pluies montre que presque 50 % des quantités d'eau qui tombent annuellement sur la région sont concentrées dans les trois mois d'hiver, alors que 3% seulement tombent en saison estivale (Figure 12). Le reste est partagé équitablement, ou presque, entre le printemps et l'automne.

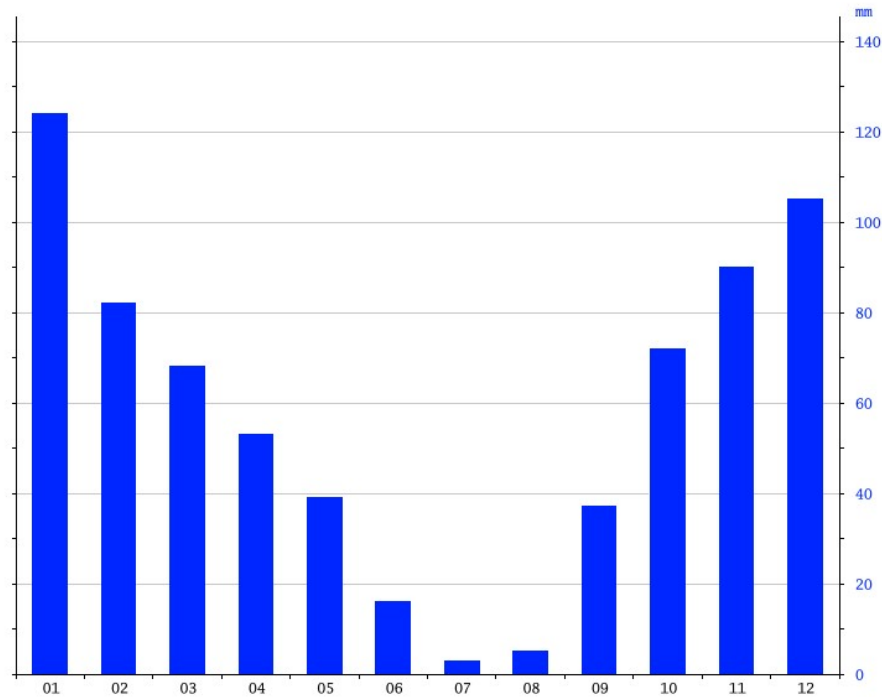


Figure 12. Diagramme des précipitations annuelles dans la région d'El Tarf (**Climate Data, 2018**).

L'humidité

L'humidité de l'air peut être considérée comme élevée (comprise entre 69 % et 74 %) ; cela est dû à la proximité de la mer et la présence de plusieurs plans d'eau permanents. Elle atteint les valeurs les plus fortes au lever et au coucher de soleil et habituellement durant les mois les plus froids (janvier et décembre), Cette humidité élevée même en période estivale, explique que la région peut être plongée dans un voile de brume propice aux cultures d'été et à la végétation naturelle : véritable "compensation occulte" pour les végétaux ne bénéficiant d'aucune précipitation durant l'été (**Bentouili, 2007**).

Le vent

Le vent est l'un des éléments le plus caractéristique du climat, il a un effet sur les précipitations et les températures activant ainsi l'évaporation.

Les vents Nord-Ouest sont les plus violents et les plus dominants pendant tous les mois de l'année, ils sont souvent liés aux pluies qui apportent les précipitations les plus importantes, venues de l'atlantique.

Les vents du Sud-Est parfois Sud-Ouest dus généralement aux siroccos provenant du Sahara, sont plus fréquents pendant le mois d'août avec une forte température (**Bahroun, 2007**).

II-1.6. Les étages bioclimatiques et les séries de végétations

II-1.6.1. Les étages bioclimatiques

Selon **Ozenda (1975)**, il existe trois étages bioclimatiques :

- L'étage subhumide à hiver chaud que l'on peut inscrire dans l'étage thermo méditerranéen tel que défini par Ozenda. Il se caractérise par l'aire de l'Oléolentisque à Caroubier au niveau de la mer et par celle de l'Oléolentisque à myrte à un niveau altitudinal supérieur (**Toubal, 1986**). Par ailleurs, selon **Gaussen (1958)**, il se caractérise également par la série du *Chêne kermès* en situation côtière sur substrat dunaire.
- L'étage humide à hiver chaud à tempère que l'on peut assimiler au méso-méditerranéen d'Ozenda. Cet étage correspond à l'aire de *Quercus suber*. Le Chêne liège s'associe en deux groupements selon le jeu complexe des conditions d'humidité et dans une moindre mesure, de sol, dans la mesure où celui-ci est corrélé au premier facteur. Dans tous les cas, il constitue la seule espèce arborée du groupement.

Ainsi nous pouvons distinguer du niveau le plus thermophile à basse altitude, au moins thermophile à haute altitude, deux groupements principaux : le groupement à *Quercus suber* et *Pistacia lentiscus* marginalisé dans les niveaux les moins humides et les plus chauds. Ce groupement est infiltré par des espèces thermophiles telles que *Calycotome*, *Phillyrea*, *Erica*, *Cistus*... et le groupement à *Quercus suber* et *Cytisus triflorus* qui prend le relais du précédent à partir de 500 à 700 m d'altitude selon l'orientation du versant. A partir de cet étage nous sortons réellement de l'ambiance générale de maquis pour rentrer dans une ambiance forestière de type tempéré.

- L'étage humide à hiver tempéré à frais se manifeste au-delà de 800 à 900 m d'altitude. Il correspond au supra méditerranéen d'Ozenda et se caractérise par faire de *Quercus faginea mirbeckii*. Essence caducifoliée, le Chêne zéen se développe lorsque la pluviométrie est supérieure ou égale à 900 mm/an. Il forme alors des peuplements denses dont les arbres peuvent atteindre 30 m de haut. Il est associé en groupement à *Cytisus triflorus*, *Rubus ulmifolius*, *Crataegus monogyna*..., **Debazac (1959)** estime que la chênaie à Chêne zéen correspond à une association jouant le rôle du *Quercetum pubescentis* en France méditerranéenne (**Benyacoub & Chabi, 2000**).

II-1.6.2. Les séries de végétations

La Numidie est remarquable par la diversité de son couvert végétal. Selon **Thomas (1975)**, **Aouadi (1989)** et **Belair De (1990)**, la végétation de la région se répartit en cinq principales séries :

1) La série de chêne liège : Elle s'étend entre 400 et 500 m d'altitude. Elle est accompagnée par les espèces suivantes : *Erica arborea*, *Pistacia lentiscus*, *Phellyrea angustifolia* et *Cytisus triflorus*.

2) La série de chêne zéen : Cette série est limitée au niveau de la station fraîche et humide. L'importante densité de ces arbres conduits à un recouvrement de près de 70%. Son cortège est composé de : *Cytisus triflorus*, *Rubus ulimifolius*, *Crataegus monogyna*.

3) La série de chêne kermès : Cette série occupe surtout les dunes littorales, son cortège floristique est composé de : *Quercus coccifera*, *Pistacia lentiscus*, *Halimium halimifolium* et *Chamaerops humilis*.

4) La série de pin maritime : Cette essence est rencontrée surtout dans les collines sublittorales, souvent en mélange avec quercus suber, *Erica arborea*, *Myrtus communis*, *Phellyrea angustifolia*, *Cytus salvifolus* et *Arbutus unedo*.

5) La série des plantes de milieu humide : Elle s'étend le long des berges des lacs et des cours d'eau, ainsi que dans les dépressions humides. La stratification horizontale fait apparaître des groupements évoluant en fonction du degré de saturation (**Thomas, 1975**). La succession est la suivante végétation aquatique, végétation amphibie, végétation hydrophile et la végétation Hérophile.

II-1.7. La couverture pédologique

La couverture pédologique de la région se caractérise par une distribution de chaînes de sols, dont l'évolution est sous l'influence des facteurs liés à la topographie, la végétation, et la roche mère (**Durand, 1954 ; Benslama, 1993**). Les principaux types de sols présents sont les Régosols, Alfisols, Mollisols. Dans les milieux humides on rencontre : les sols Tourbeux, les sols hydromorphes humifères et les sols à gley et à pseudo gley (**Benslama, 1993**).

L'inventaire des sols de la zone fait ressortir une très grande diversité morphologique. Cette diversité est en liaison avec les conditions stationnelles à savoir : la roche mère, la pente, la nature et la densité du couvert végétal.

II-1.8. Répartition des décharges dans la région d'étude

De nombreuses zones humides sont le réceptacle à ciel ouvert de dépôts non contrôlés des déchets, c'est le cas de la région d'El-Tarf abritant pratiquement une décharge pour chaque zone humide (Zaafour, 2012). Les résultats des travaux déjà réalisés par ce même auteur ont permis de distinguer treize décharges réparties dans la région d'étude, (Figure 13) ces décharges se présentent comme des dépôts non contrôlés à l'air libre implantées sur des milieux naturels reconnus, plan d'eau, zones humides (prairie humide, marais...) et dans plusieurs cas, elles se trouvent très proches des eaux de surfaces (lac, oued, mer).

Ces décharges constituent une source de contamination du sol et du sous-sol particulièrement les nappes phréatiques et un risque potentiel très grave pour la flore et la faune suite aux dépôts direct des déchets toxiques ou dangereux.

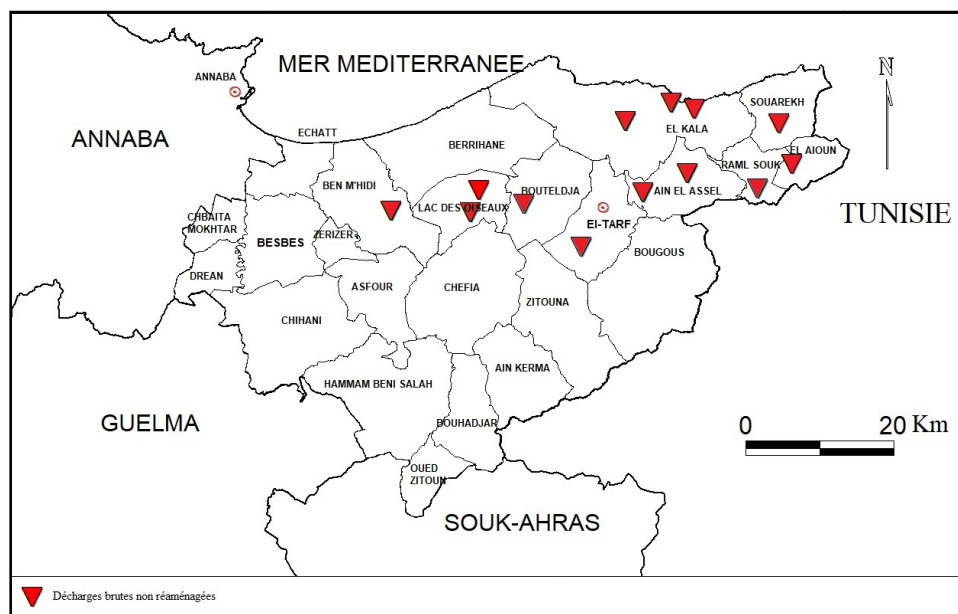


Figure 13. Carte de localisation des décharges dans la wilaya d'El-Tarf (Zaafour, 2012)

Actuellement, un nouveau diagnostic de tous les dépotoirs non contrôlés a été réalisé au niveau de la région d'étude afin de déterminer l'état actuel de ces dépotoirs (Zaafour, 2014) ; A l'issue de ce diagnostic et des visites de prospections de terrain et les enquêtes réalisés au niveau de la région d'étude durant la période (2013-2014), il ressort que la plupart de ces décharges ont été soit réhabilitées et ou transformées en centre d'enfouissement technique (CET). Nous pouvons citer les décharges d'El-Matrouha, et Raml Essouk, deux gigantesques dépotoirs de déchets qui ont été transformés en CET ; d'autres décharges à volume plus réduit ont été éliminées et réintégrées dans le paysage comme celles de Sidi Kaci, Lac des Oiseaux

Aïn El-Assel, El-Frine..., pour les autres décharges, ils n'ont subi aucune modification et reçoivent toujours des déchets (Zaafour, 2014).

Le tableau 6 ainsi que la figure 14, représentent l'état des décharges diagnostiquées

Tableau 6 : Etat des décharges non contrôlées diagnostiquées dans la région d'étude

(Zaafour, 2014)

Décharge	Nom	Etat
1	Sidi Kassi	Aménagé
2	Village de Fezzara	Non Aménagé
3	Lac des Oiseaux	Aménagé
4	Boutelja	Transformé en CET
5	Matrouha	Transformé en CET
6	Aïn el-Assel	Aménagé
7	El-Frine	Aménagé
8	Raml Essouk	Transformé en CET
9	El-Aïoun	Non Aménagé
10	Oum-Teboul	Non Aménagé
11	El-Kala	Non Aménagé
12	Mredima	Aménagé
13	Gintra El-Hamra	Aménagé

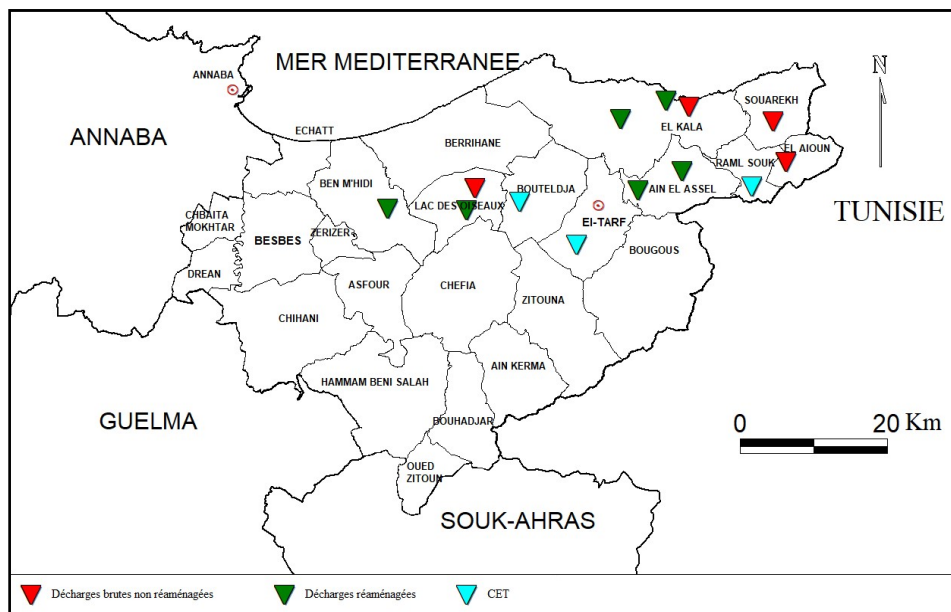


Figure 14. Carte de situation des différents types de décharges visitées (Zaafour, 2014)

II-2. Présentation de la zone d'étude

Parmi les décharges non aménagées, nous avons retenu celle du Kef Oum Teboul appartenant à la commune de Souarakh, qui reçoit toujours des ordures ménagères et des déchets de tout type jusqu'à ce jour, la décharge est implantée à 190 m d'altitude. Dans sa partie aval se trouve le lac Tonga, site **RAMSAR** d'importance internationale ;

Les critères de notre choix de cette décharge peuvent se résumer en :

- La sensibilité du paysage et du milieu naturel : en effet la décharge est implantée dans un milieu naturel qui se trouve dans l'étage humide à hiver chaud à tempère, caractériser par le groupement de *Quercus suber* à une ambiance forestière ; et qui contribue à sa dégradation ;
- La vulnérabilité de l'écosystème présent : la présence du lac Tonga (site RAMSAR) dans la partie avale de la décharge, présente un risque de sa contamination par les lixiviats issue de la décharge ;
- Le substratum géologique : selon la carte géologique issue essentiellement des travaux de **Joland (1936)**, **Villa (1980)** et **Marre**, la décharge est présente sur des grès numidiens perméables qui favorisent l'infiltration des lixiviats vers le sous-sol voir la nappe phréatique ;
- La sensibilité des eaux de surface : la présence des cours d'eau temporaires sur le site, permet leur contamination. D'autre part, ils peuvent drainer et ou acheminer certains polluants (liquide ou même solide) vers l'aval (**El-Fadel et al., 1997 ; Khattabi et al., 2001**) ;
- La géomorphologie : la décharge se trouve dans un terrain en pente ce qui favorise le déplacement des eaux de pluie pénétrant dans les déchets, contribuant ainsi à la formation des eaux de lixiviations qui s'infiltrent à travers les sols, augmentent le risque du transfert des polluants vers l'aval (**El Baghdadi et al., 2015**).



Figure 15. Localisation du site d'étude (Réalisée par Chekchaki, 2017)

Chapitre III

Evolution spatiotemporelle de la décharge

III-1. Introduction

La connaissance et le suivi des changements représentent un enjeu majeur pour l'évaluation de problèmes environnementaux globaux, (Ojima *et al.*, 2005 ; Turner *et al.*, 2007), et cela afin de prendre des décisions et la mise en place des plans d'actions qui dépend de ces changements. Ainsi, la détection de changement est le processus identifiant des différences dans l'état d'un objet, d'une surface et d'un processus en l'observant en des temps différents (Abuelgasim *et al.*, 1999) à partir d'images multi-dates (Coppin *et al.*, 2004).

La télédétection est la technique qui, par l'acquisition d'images, permet d'obtenir de l'information sur la surface de la terre sans contact direct avec celle-ci (Centre Canadien de télédétection). Il est alors possible de détecter des changements survenus à différents pas de temps : quelques jours, quelques mois ou même plusieurs années (Lambin, 1996 ; Platt & Goetz, 2004 ; Lagabrielle *et al.*, 2007). Pour cela et afin de mieux estimé le degré de risque de contamination de la décharge de Kef Oum Teboul, dans ce chapitre nous allons utiliser la télédétection, de ce fait une étude historique de la décharge à travers des cartes créées à partir d'images spatiales serviront de base à diverses analyses et calculs afin de connaître l'évolution de cette dernière.

En effet l'impact d'une décharge sur le milieu peut être apprécié par son ancienneté (plus elle est ancienne, plus la diversité des déchets est importante), de plus le volume de ces déchets peut aussi influencer cet impact (il est d'autant plus important que le volume est grand ainsi que le risque de production de lixiviat est d'autant plus grand).

En tant que source de données gratuite et ouverte, nous avons utilisé des images de « *Google Earth* ». Ces images fournissent un support pour la cartographie de la couverture des sols.

III-2. La démarche

La réalisation d'une étude multi dates de l'évolution des déchets de la décharge au cours du temps et leur répartition dans l'espace a été effectuée durant les douze dernières années (de 2004 à 2016), période estimée de l'évolution de la décharge. La démarche mise en œuvre comporte plusieurs étapes :

- Choix des dates à analyser sur lesquelles cette étude a été réalisée
- Etude analytique détaillée de chaque date choisie
- Evaluation de la progression des déchets de surface, et de la régression de la forêt et du sol nu au cours de la période étudié

Les dates sont choisies après des recherches dans la source d'images satellites du logiciel « *Google Earth* » sur la zone d'étude, et cela pendant une période débutant de 2004, date

limite que « Google Earth » nous a permis de remonter le temps dans notre zone, suivie par un intervalle de 5ans, l'année de 2009 correspond à l'apparition de nouveau groupement de déchets au niveau de la zone d'étude. L'année 2013 est la troisième date choisie. Elle est caractérisé par une progression nette de la surface de la décharge. Enfin la dernière date choisie est celle de 2016 qui coïncide avec l'année de notre étude ;

Sur « *Google Earth* » des cartes analytiques ont été crée, qui correspondent aux quatre dates choisies ; pour chaque carte, nous avons réalisé des couches appropriées pour les déchets, la forêt et le sol nu présents au niveau du site d'étude ; à partir de ces couches, les surfaces de ces trois éléments ont été calculées. Enfin, nous avons comparé les surfaces calculés entre chaque deux dates successives, ainsi que durant toute la période de cette étude (2004 - 2016).

III-3. Résultats

Les cartes de répartition des déchets dans la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul durant chaque période étudiée sont représentées dans les figures (16-20)

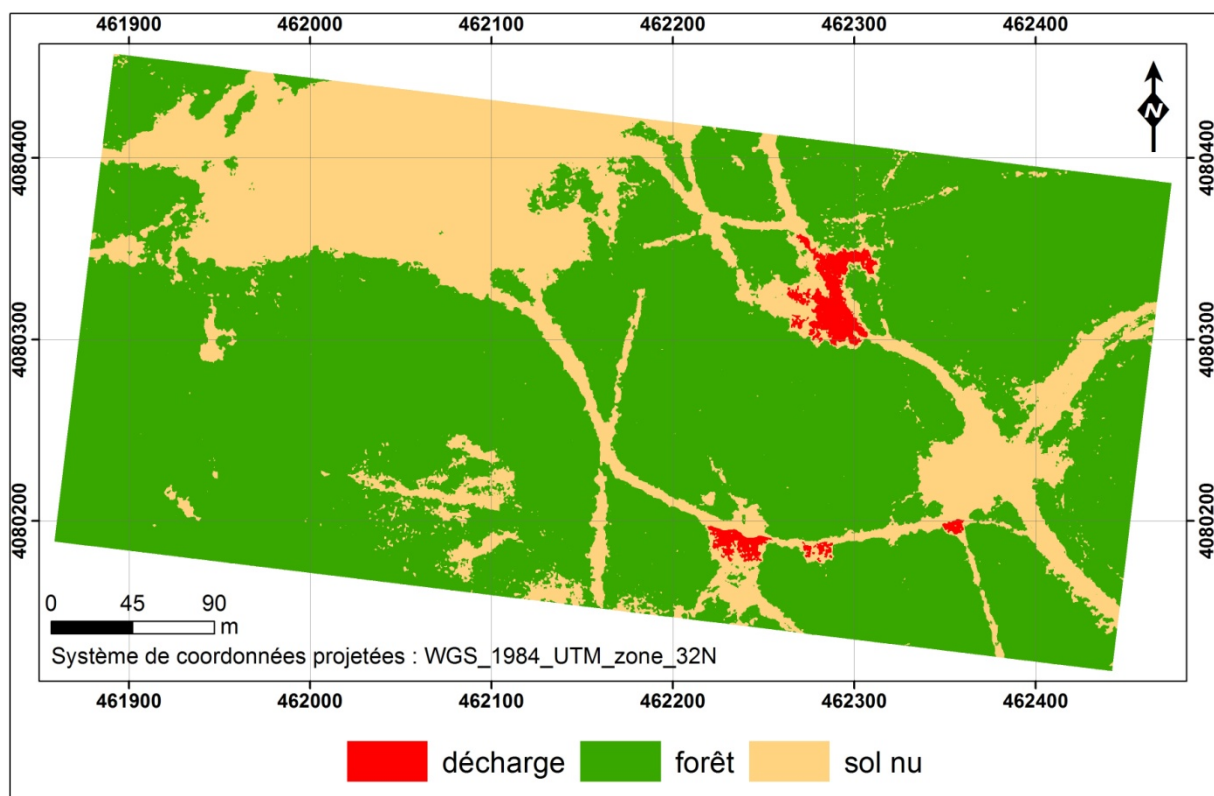


Figure 16. Carte de répartition des déchets dans la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul durant la période de 2004 (Réalisée par Chekchaki, 2018)

Cette carte correspond à la présence de groupements d'ordures, éparpillés d'une façon désordonnée. La plus grande partie apparente se concentre en amont de la zone qui se trouve sur terrain incliné à une altitude de 190m. Son accès est plus ou moins difficile et discret.

A cette période nous pouvons constater que ces entassements sont considérés comme une décharge à ciel ouvert représentée essentiellement par un grand dépôt (dépôt 1), avec la présence de quelques accumulations de déchets répartis dans le secteur (Figure 16) ;

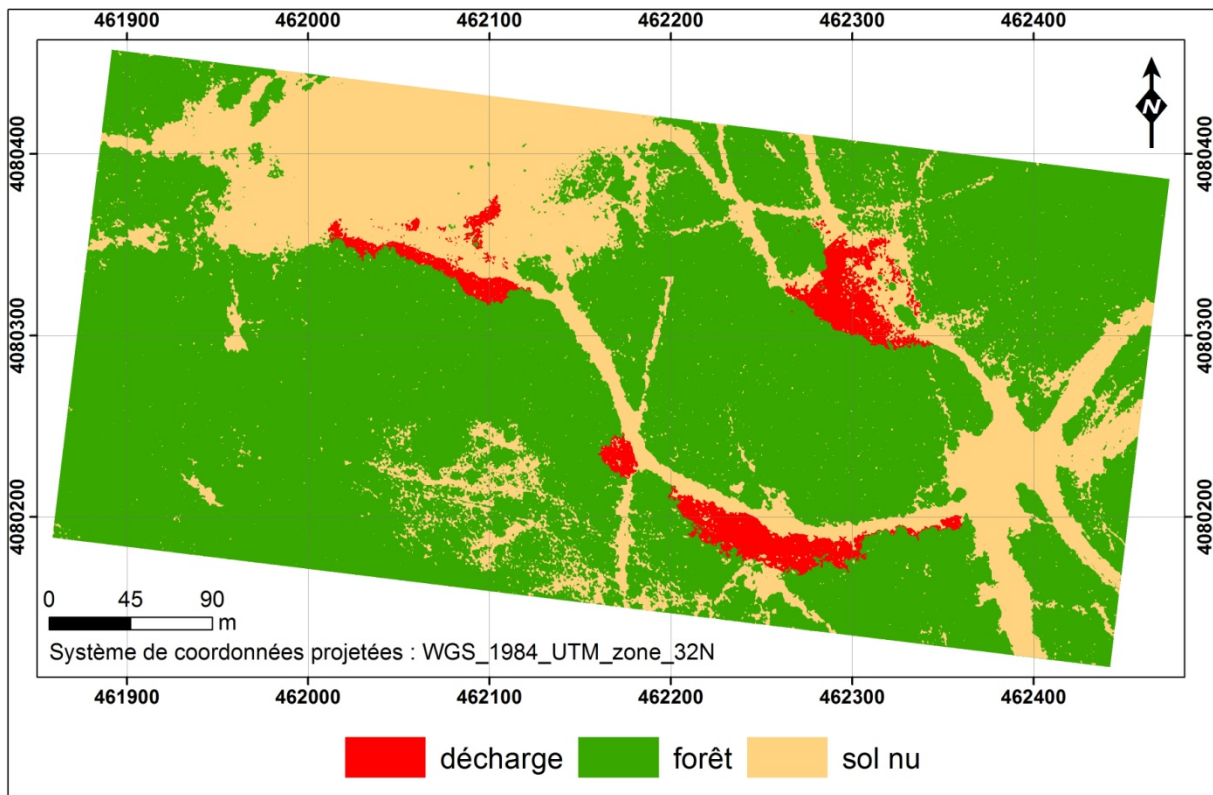


Figure 17. Carte de répartition des déchets dans la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul durant la période de 2009 (**Réalisée par Chekchaki, 2018**)

La figure 17 fait ressortir une accumulation de groupements de déchets et la création de nouveaux dépôts localisés en dessous du premier, à une altitude de 180m, à cet endroit, le terrain est aplani et plus stable que celui du dépôt 1. Son accès est plus facile.

Figure 18. Carte de répartition des déchets dans la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul durant la période de 2013 (**Réalisée par Chekchaki, 2018**)

En 2013, les accumulations des déchets sont multipliées et la surface de la décharge s'est étendue. La figure 18 illustre la création de trois dépotoirs proprement dit. L'orientation de cette progression s'effectue de l'amont vers l'aval (dans sens de la pente) ;

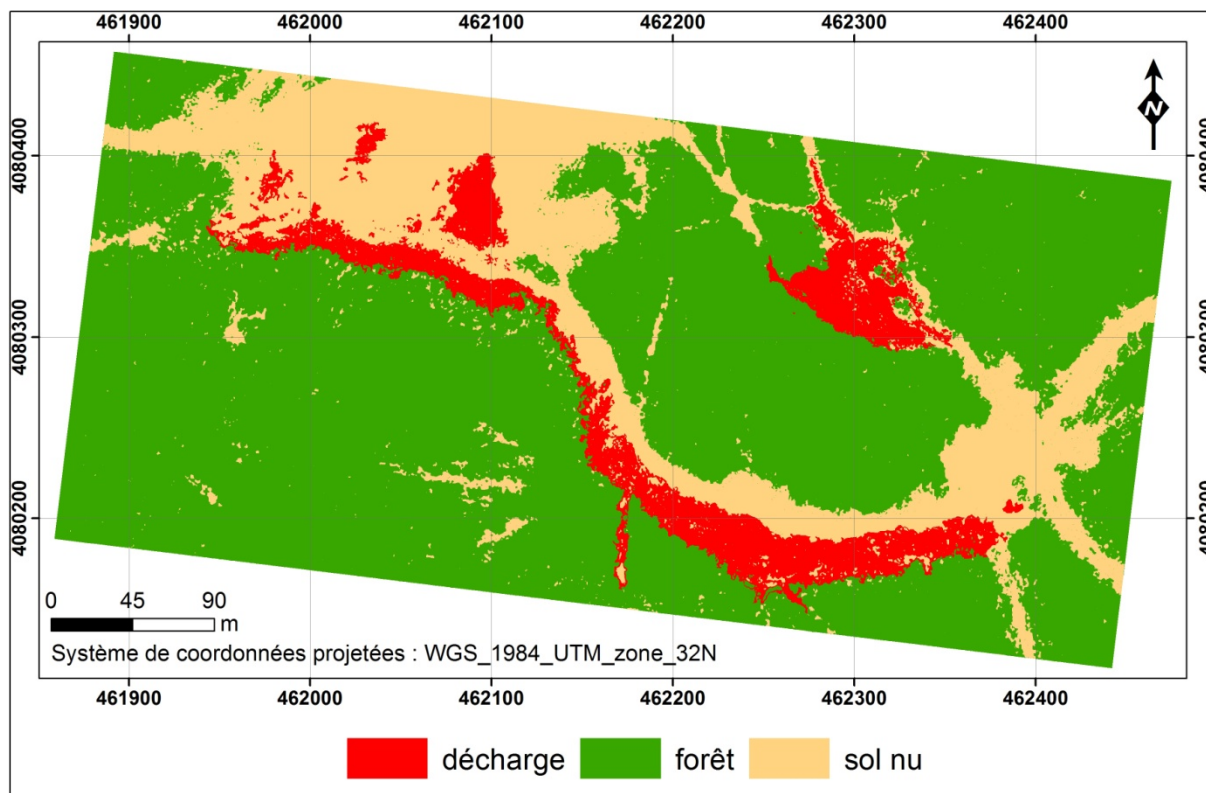


Figure 19. Carte de répartition des déchets dans la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul durant la période de 2016 (Réalisée par Chekchaki, 2018)

Les rejets des déchets continuent de se multiplier et ne cessent pas de s'arrêter en particulier dans les dépôts 2 et 3, leurs périmètres s'élargis et les deux dépotoirs se rapproche entre eux pour se joindre à la fin (Figure 19), en ce qui concerne le premier dépôt, son accroissement est faible.

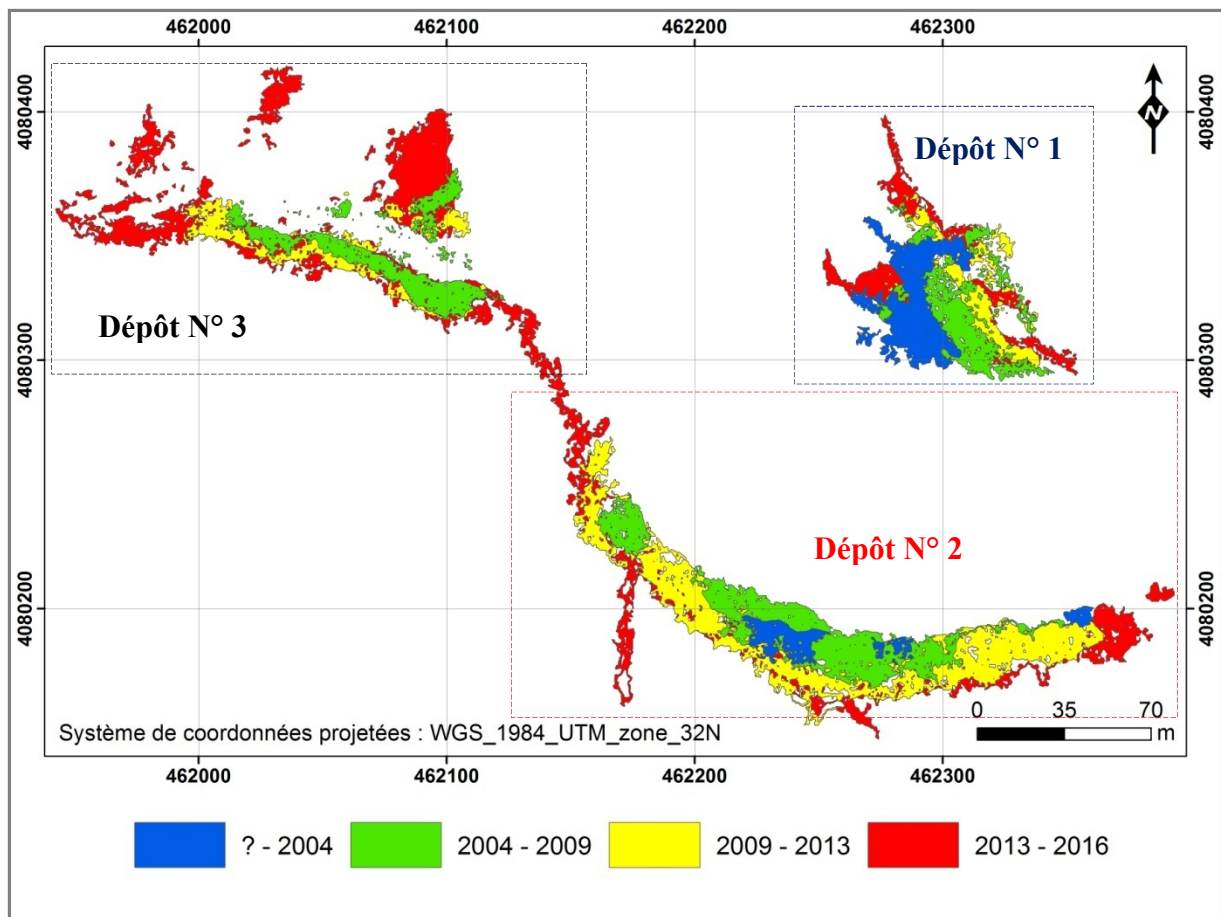


Figure 20. Carte de l'évolution de la surface des dépôts de déchets durant la période 2004-2016 (Réalisée par Chekchaki, 2018)

La figure 20 présente les différents stades d'évolution de la superficie de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul pendant toute la période étudiée (2004-2016), à partir de l'analyse de la figure ci-dessus, nous pouvons constater que l'évolution ainsi que la progression de la décharge s'effectue de la façon suivante :

L'évolution de la superficie du dépôt 1 est plus marquée dans la période 2004 jusqu'à 2009 ;

L'évolution de la superficie du dépôt 2 est plus marquée dans la période 2009 jusqu'à 2013 ;

L'évolution de la superficie du dépôt 3 est plus marquée dans la période 2013 jusqu'à 2016.

Les résultats analytiques de l'évolution de la surface des déchets dans les 3 dépôts ainsi que la surface totale de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul durant la période étudiée sont représentés par le tableau 7 et les figures 21 et 22.

Tableau 7 : Evolution de la surface des dépôts dans la décharge non contrôlée de Kef Oum
Teboul entre 2004 et 2016

Date	Surface (m ²)			
	Dépôt 1	Dépôt 2	Dépôt 3	Totale
2004	1 124	458	0	1 582
2009	1 814	2 206	1 112	5 132
2013	2 355	4 761	1 816	8 932
2016	3 108	7 569	3 856	14 533

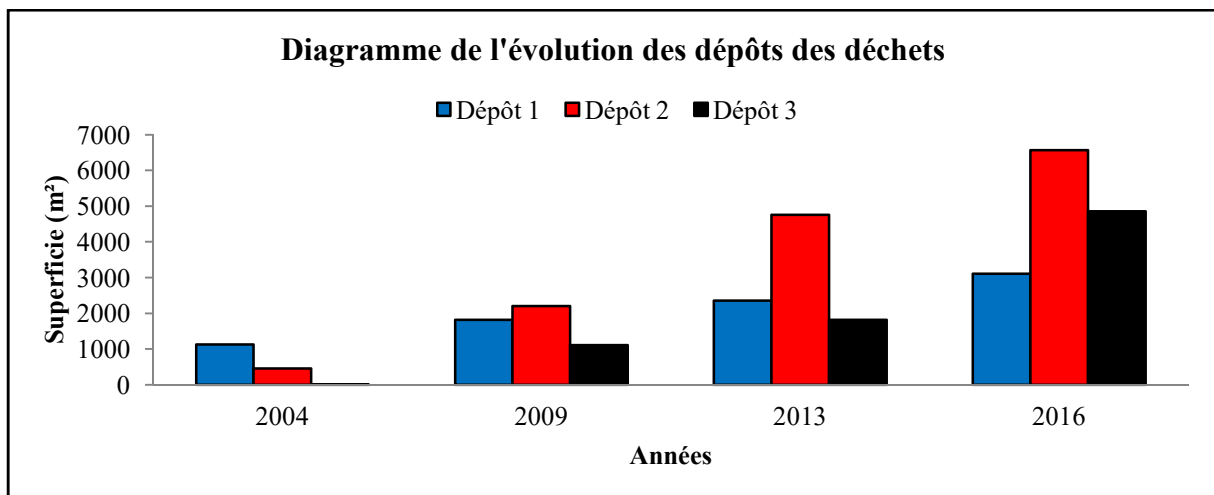


Figure 21. Diagramme de l'évolution des dépôts des déchets entre 2004 et 2016

L'année de 2004, est celle qui correspond à la présence d'un seul dépôt, avec une surface estimée de 1 124 m², nous remarquons aussi la présence de déchets au niveau du dépôt 2 couvrant seulement 458 m² ;

La date de 2009 représente cinq années de rejet de déchet, la surface occupée par le dépôt 1 atteint les 1 814 m² avec une augmentation de 690 m², tandis que le dépôt 2, la surface des déchets se hausse à 2 206 m² avec une augmentation de 1 748 m², deux fois plus grand que le dépôt 1, on note aussi la création d'un nouveau dépôt, ce dernier occupe une surface égale à celle du dépôt 1 durant l'année de 2004 (Figure 21) ;

Au bout de quatre ans, un accroissement très rapide de surface du dépôt 2 avec 4 761 m², soit une progression de 100% de la taille des déchets de surface présent au niveau de ce dépôt (Figure 21), les dépôts 1 et 3 continuent à s'étendre avec respectivement 541 et 704 m² ;

En 2016, la surface des trois dépotoirs continue à progresser, le taux d'accroissement le plus important est observé au niveau du dépôt 3 qui marque une forte augmentation pour atteindre les 3 856 m² de surface dépassant ainsi celle du dépôt 1. Cette dernière ne dépasse pas les 3 108 m². Quant au dépôt 2, il couvre 7 569 m², une surface considérée comme la plus grande des trois dépôts (Tableau 7) ;

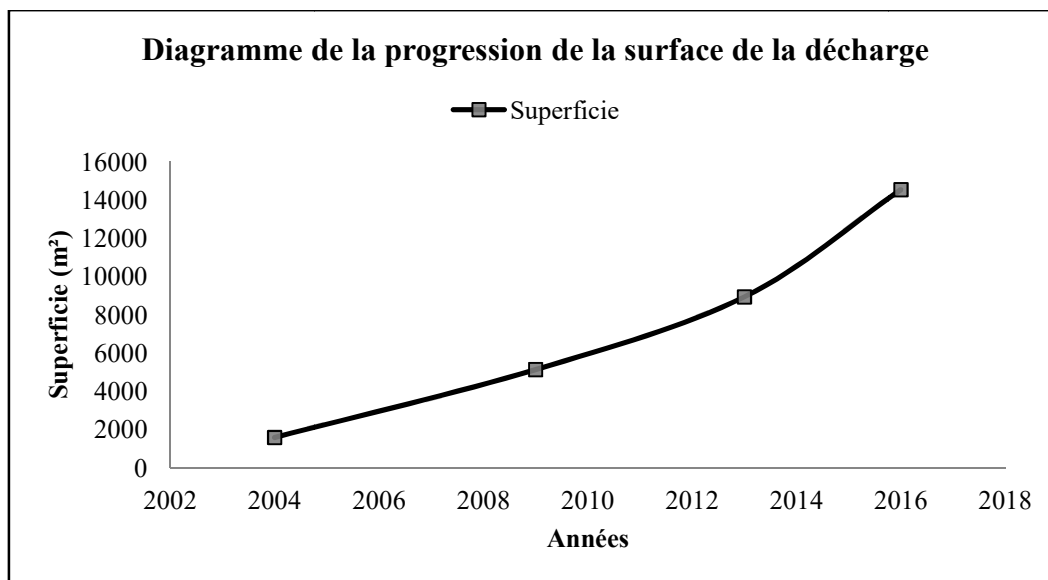


Figure 22. Diagramme de la progression de la taille de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul entre 2004 et 2016

La lecture de la figure 22 nous permet de remarquer une progression linéaire de la surface de la décharge en fonction du temps, traduisant ainsi une augmentation annuelle des rejets des déchets. Cette évolution témoigne que la décharge n'a pas cessé de recevoir les déchets durant toute la période d'étude.

Les résultats de l'analyse des changements des composants du milieu au niveau de la zone d'étude entre 2004 et 2016 sont présentés par le tableau 8 et la figure 23.

Tableau 8 : Changement de la surface du milieu durant la période d'étude (2004-2016)

Dates	2004-2009	2009-2013	2013-2016	2004-2016
Sol nu (m ²)	1386	4215	-5941	-340
Forêt (m ²)	-4483	-5115	4189	-5409
Déchets (m ²)	3550	3800	4601	12 951

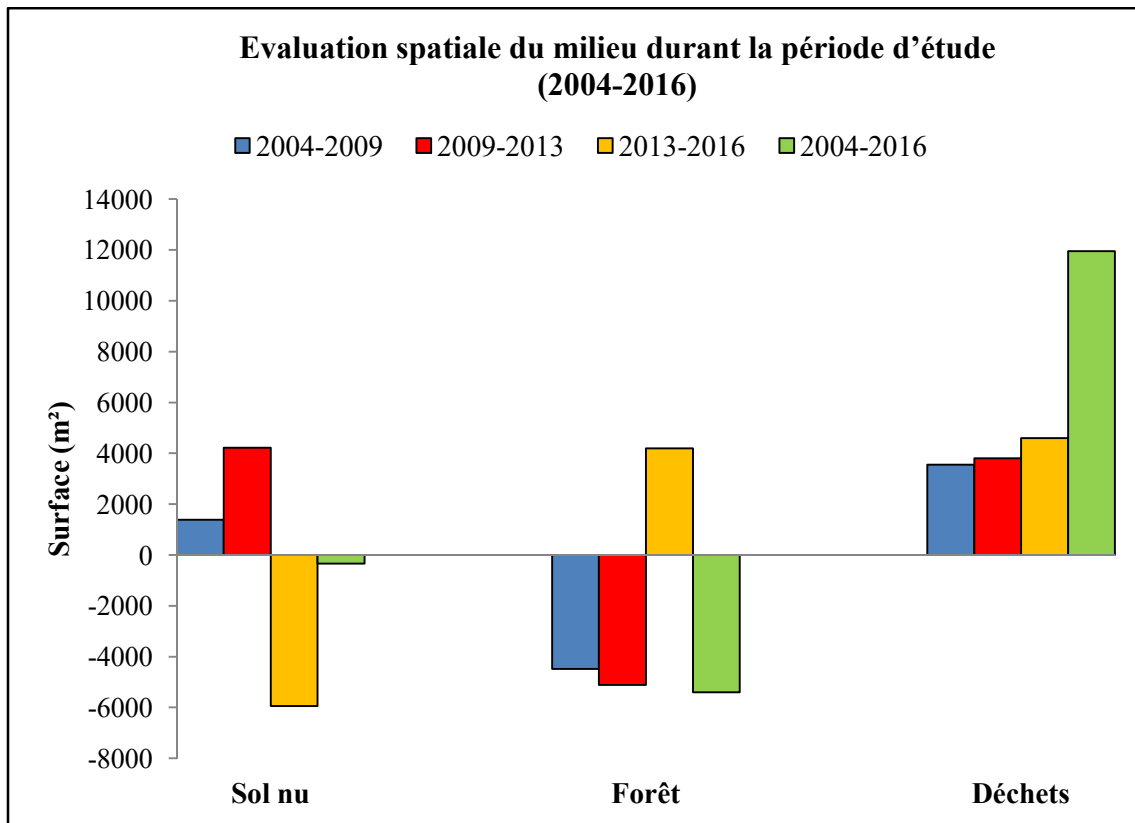


Figure 23. Diagramme de l'évolution des composants du milieu dans la zone d'étude entre 2004 et 2016

Durant la période 2004-2013, une augmentation de la surface du sol nu a été observé, elle correspond à une extension de la piste menant aux nouveaux dépotoirs créés à cette période, cette augmentation se manifeste par une régression de la forêt, quant aux déchets, ils marquent une augmentation croissante de surface ;

Pour la période de 2013 à 2016, la progression des déchets est toujours positive, pour le sol et la forêt le phénomène s'inverse, nous enregistrons une augmentation de la forêt avec $4\,189\text{ m}^2$ face à une perte de $5\,941\text{ m}^2$ de sol nu, cette perte peut être expliquée par un remplacement du sol nu surtout par les déchets aux niveaux des dépôts 2 et 3, ainsi que par la végétation qui pourrait être régénérer.

D'une manière générale, la surface totale de la décharge non contrôlée du Kef Oum Teboul, n'a pas stoppé d'augmenté durant toute la période étudiée (2004-2016), en effet nous remarquons que la surface de la décharge a augmenté de $12\,951\text{ m}^2$ ce qui correspond à un accroissement de 9 fois au bout de 12 ans et continuent à s'étendre.

Cette augmentation s'effectuée au détriment de la forêt et du sol nu (la piste déjà existante), la forêt enregistre une régression nette avec $5\,409\text{ m}^2$, cette surface est transformée en dépotoir

de déchets, pour le sol nu la perte est de 340 m² de surface, converti en lieu de stockage de déchets (Figure 23).

III-4. Discussion

A partir des résultats obtenus, il ressort que le rejet des déchets au niveau de la décharge n'a pas cessé depuis sa création jusqu'à nos jours, ce qui amène à l'aggravation de la situation.

En effet, cette déchetterie est implantée dans une ancienne mine, choisie par la discrétion du lieu et la facilité d'accès. Ce choix, qui échappe aux normes scientifiques, peut conduire à la pollution du sol et de l'eau (de surface et souterraine) par les métaux lourds, les microorganismes, etc. (**Albrecht, 2007**).

Durant la période d'étude, nous pouvons constater que l'évolution de la décharge est très rapide, au bout de 5 ans, la décharge s'est multipliée d'un seul dépôt à 3 dépôts (de 2004 à 2009). L'accroissement du rejet des déchets est de plusieurs centaines de mètres carrés. En effet la surface totale de la décharge est passée de 1 582 m² jusqu'à 14 533 m², durant toute la période. Cette situation ayant un aspect inquiétant, les montagnes de déchets jetés en pleine forêt ne cessent de croître, augmentant aussi le risque de contamination (dégradation) de cet écosystème (**Belevi et al., 1992**).

Il ressort aussi que l'expansion de la surface des rejets s'effectue dans un ordre amont-aval créant de nouveaux dépotoirs sur des terrains plus stables et plus faciles à accéder, qui vont en fin de compte se joindre et occuper plus de place causant la régression du milieu naturel (la forêt).

Au début de la période étudiée, les accumulations sont concentrées au niveau du dépôt 1 qui est donc le plus ancien, en effet au fil du temps ce dernier n'a reçu presque plus de déchets ; du fait de la création des nouveaux dépôts (2 et 3) qui occupent des terrains plus stables et plus larges ; le dépôt 2 présente le dépôt le plus grand avec 4856 m², surface calculée en 2016, il reçoit toujours des déchets et sa surface continue de se progresser jusqu'à ce qu'il ait fusionné avec le dépôt 3.

A partir des résultats, nous pouvons aussi estimer l'âge de la décharge notamment des deux derniers dépôts. Ces derniers, sont considérés comme décharge encore jeune (10 à 15 ans), en pleine évolution. Ils présentent un risque de contamination suite au liquide généré par la percolation de l'eau dans le massif de déchets (lixiviats). Ce liquide pourrait contenir de fortes teneurs en polluants (matière organique dissoute, macro-composants inorganiques, éléments traces et composés organiques xénobiotiques) (**Christensen et al., 2001**). La qualité du lixiviat produite par la décharge évolue avec le temps et dépend du stade d'évolution

biologique des déchets. On peut noter une diminution de la charge polluante à mesure du vieillissement des déchets (**Renou *et al.*, 2008**).

D'après les auteurs (**Barlaz *et al.*, 2002 ; Laner *et al.*, 2012**), l'exploitation d'une décharge pendant une période de 30 ans, jugée suffisante pour permettre une évolution des déchets vers un état stable et par conséquent une production de lixiviats à faible charge polluante.

Cependant, cette durée est remise en question par de nombreuses études qui suggèrent que les déchets peuvent rester actifs pendant des décennies voire des centaines d'années après l'arrêt du dépôt, en particulier dans des conditions d'humidité insuffisante (**Bozkurt *et al.*, 2000 ; Kjeldsen *et al.*, 2002 ; Taylor & Allen, 2006**).

L'évaluation de la composition des lixiviats est donc importante d'une part pour s'assurer de la bonne décomposition des déchets et subséquemment de la réduction de leur potentiel polluant (**Grisey, 2013**).

III-5. Conclusion

L'utilisation du système de télédétection nous a permis d'obtenir des informations sur la propagation de la surface de la décharge d'une part, et d'estimer les quantités des déchets rejeter à chaque période étudié d'autre part. La décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul est une décharge typique. Sa création a commencé par un ensemble de déchets jetés clandestinement par des particuliers en profitant de l'accessibilité facile et de la discrétion du lieu. En absence du contrôle et d'une réglementation rigoureuse, les dépôts ont progressé avec le temps, où nous remarquons un développement très rapide de la taille de la décharge dans un délai plus ou moins court.

Cette évolution s'effectuent au détriment d'un milieu naturel représenté essentiellement par une forêt de chêne liège, cette dernière est transformée en sol nu pour devenir à la fin un lieu de dépôts de déchets.

En tenant compte des résultats obtenus, il ressort qu'il faut intervenir immédiatement à l'encontre de cette situation, qui va conduire à la multiplication des dépôts, avec une expansion de la surface occupé, et par conséquence la dégradation du milieu naturelle.

Chapitre IV

Diagnostic et évaluation qualitative et quantitative des déchets de la décharge

IV-1. Introduction

Les décharges non contrôlées présentent une source de pollution pour les sols, l'eau et l'atmosphère, ainsi la maîtrise des impacts d'une décharge sur son environnement doit passer tout d'abord par la réalisation d'un diagnostic simplifié (pré-diagnostic), ce dernier conduit en première intention lors de l'évaluation des risques des décharges en vue de leur réhabilitation.

Dans ce cadre, l'objectif de ce chapitre est de réaliser un diagnostic environnemental de la décharge de Kef Oum Teboul suite à une caractérisation qualitative et quantitative des déchets enfouis ainsi qu'une caractérisation physicochimique des sols de la décharge, et cela afin d'effectuer une première évaluation des risques environnementaux auquel sont exposés les écosystèmes ainsi que les riverains de la décharge.

IV-2. Matériel et méthodes

La démarche adoptée pour la réalisation du diagnostic comprend deux étapes :

La première étape : est la réalisation d'une fiche de renseignements permettant l'acquisition des données concernant la situation de la décharge (administrative, topographique, géologique) ainsi que la nature et la quantité des matériaux susceptibles d'y avoir été déposés. La fiche répond aussi à un nombre d'informations lié au site à savoir : l'impact potentiel de la décharge sur l'environnement, les résultats et les recommandations des différents travaux menés sur le site. La fiche de renseignements est composée de deux parties.

La première partie est réservée à une description générale du site qui héberge la décharge, tandis que la seconde partie regroupe les données générales de la décharge et des déchets. Pour la réalisation de cette étape, nous nous sommes basés sur les travaux réalisés par **Vila (1980)**, notamment la carte géologique et structurale de la chaîne alpine de l'Algérie orientale et des confins Algéro-tunisiens (1/500 000). Nous avons également étudié la carte hydrogéologique de la région d'El-Tarf établie par l'agence du bassin hydrographique du Constantinois-Seybouse-Mellegue en 2003 ainsi que les travaux antérieurs déjà réalisés par **Zaafour (2012)**.

La deuxième étape, concerne la caractérisation qualitative et quantitative des déchets et des sols qui les abritent, qui se traduit par la réalisation des prélèvements de sols et des déchets entreposés au sein de la décharge. Ces prélèvements ont été effectués à partir des dépôts qui se trouvent à ciel ouvert.

IV-2.1. Echantillonnage

La décharge a été divisée en trois dépotoirs selon la concentration des déchets repérés, chaque dépotoir a été segmenté en carrés de 10×10 m selon l'homogénéité ainsi que le mode d'exploitation des déchets. Au total, 41 carrés ont été retenus d'une manière aléatoire pour les prélèvements des déchets et des sols de surface (figure 24). La quantité du sol et de déchets prélevés est de 500 g chacun. Les déchets ont été prélevés en surface à l'aide d'une pelle et placés dans des sacs en plastique. Les déchets encombrants ont été éliminés.

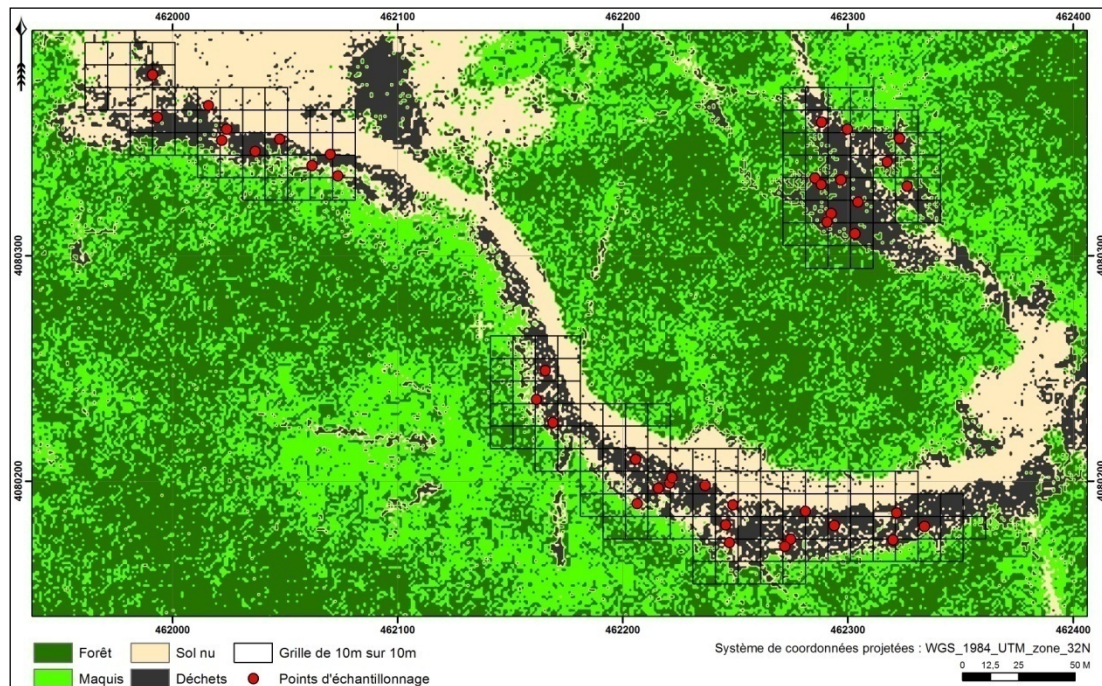


Figure 24. Localisation des points d'échantillonnage des déchets et de sol dans la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul (Réalisée par Chekchaki, 2017)

IV-2.2. Analyse des échantillons

Les déchets collectés pour chaque dépotoir ont été mélangés, séchés à l'air libre et triés au laboratoire selon leurs natures. Les fractions obtenues ont été pesées et le pourcentage massique des déchets a été déterminé. Les échantillons de sol ont été séchés à l'air libre puis tamisés à 2 mm, Les paramètres suivants pH, conductivité électrique (CE), humidité (H), matière organique (MO) et analyse granulométrique ont été déterminés selon les protocoles appropriés (méthodes détaillées dans le Chapitre 5).

IV-3. Résultats

IV-3.1. Description générale du site d'étude

Le site de la décharge, actuellement en exploitation, est situé à la sortie sud-est de la commune de Souarekh en allant vers à El Aïoun (RN44). L'accès au site est par piste à une distance de 50 m, au sein d'une ancienne mine. Couvrant une superficie de 15 000 m² la décharge est implantée à flanc de colline sur une altitude de 190 m. Le site repose sur une formation perméable des grès de Numidie (**Zaafour, 2012**).

L'analyse de la carte hydrogéologique de la région d'El Tarf établie par l'agence de bassin hydrographique, Constantinois Seybouse-Mellegue en 2003, montre la présence de la nappe semi-captive qui est constituée de graviers et de sables (**Bahroun, 2007**).

La décharge se présente comme une accumulation d'ordures apportées clandestinement par des particuliers et des industriels artisans locaux. Elle a été créée sans aucune étude préalable ni annonce sur le journal ou autorisation communale. Les critères choisis pour son emplacement sont l'éloignement de la commune d'une part, et un accès facile par la route d'autre part, car ce site ne possède ni clôture, ni barrière de contrôle.

Les déchets stockés sur 15 000 m² sont de nature variée et abandonnés aux animaux et aux récupérateurs locaux, qui fouillent sans aucun moyen de protection (leurs expositions sont presque permanentes) (figure 25).



Figure 25. Bovins se nourrissant des déchets (cliché **Zaafour, 2015**)

Fiche de renseignement

DESCRIPTION GENERALE

Nom de la station : Kef Oum Teboul ; **Nom de la commune :** Essouarekh

Coordonnées GPS du site : 36.866857°N ; 8.577271°E.

Occupation du sol dominante : Maquis ; **Contexte :** Rural

Géologie : Grés Numidiens ; **Géomorphologie :** Montagne / pente

Hydrologie : Ruisseaux ; **Nappe :** Nappe semi captive

Environnement : Forêt ; **Type de substrat dominant :** Cailloux

DONNÉS GÉNÉRALES SUR LE SITE (DECHARGE)

Superficie : 15000 m²

Vocation de la zone : Forêt

Type : Agricole / Ménagère

Etat d'aménagement : Non aménagé

Type de déchets :

Déchets ménagers ; Déchets verts ; Déchets toxiques ; Déchets agricoles ;

Déchets spéciaux ; Déchets municipaux ou résidus urbains ; Déchets organiques ;

Déchets de soins à risques infectieux.

Nature des déchets :

Papier-carton ; verre ; plastique ; métaux ; textile ; gravats ; bois ; divers matériaux ;
matières organiques : végétales et animales.

Accessibilité du site : piste terre : 50 m ; **Etat :** moyenne

Proximité et abord immédiat :

Agglomération : très loin ; **Distance:** 2 Km ; **Orientation :** Nord-ouest

Autre : Lac ; **Distance :** 3 Km ; **Orientation :** Ouest

Type d'exploitation :

Clôture : Non ; **Gardiennage :** Non ; **Présence d'envols :** Oui

Présence des fuites : Oui

Qualité d'exploitation : Mauvaise (enfouissement et incinération non contrôlée)

Les impacts de la décharge :

Sur l'homme : Faible

Sur la faune : Important

Sur la flore : Important

Visuellement sur terrain, les déchets de surface sont constitués d'ordures ménagères, déchets verts, déblais de démolition, plâtre, ferraille, encombrants ménagers, phytosanitaires, pots de peinture, batteries, piles . . . etc. Les déchets enfouis sont d'origine ménagère et assimilés mais leur volume ne peut être apprécié actuellement.

La décharge se présente comme des groupements de déchets dispersés et qui se concentrent en trois grands dépotoirs :

- Le premier dépotoir est localisé dans la partie amont à 190 m d'altitude occupant une superficie estimée à 3 000 m², les déchets sont anciens et formés essentiellement de plastique;
- Le deuxième est en dessous du premier à une hauteur de 180 m et occupe une superficie de 7 600 m². Il reçoit toujours des ordures ménagères ainsi que d'autres types de déchets organiques, municipaux, hospitaliers ;
- Le troisième dépotoir couvre une surface de 3 900 m². Il se situe presque à la même altitude que le deuxième. Les déchets sont variés et éparpillés avec un volume moins important. Le dépotoir est limitrophe d'une vallée sèche où passe un cours d'eau temporaire. Ainsi, il y a un risque de transfert de polluants vers le lac Tonga via ce cours d'eau.

D'après nos observations, le seul mode d'exploitation est l'enfouissement et le brûlage non contrôlé des déchets.



Figure 26. Vue d'ensemble de la décharge et du lac Tonga (cliché Zaafour, 2015)



Figure 27. Dépôt anarchique des déchets sur la piste (cliché Zaafour, 2015)



Figure 28. Dépôt anarchique des déchets dans le milieu naturel (conséquences de l'incinération) (cliché Zaafour, 2015)

IV-3.2. Composition des déchets

La connaissance de la composition des déchets est importante afin d'évaluer la nocivité des déchets et, par conséquent, leur incidence sur l'environnement. Les résultats du tri des déchets des dépôts de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul sont représentés par les figures 29-31, ainsi que la figure 32 qui représente la composition massique totale des déchets de la décharge.

Tableau 9 : Résultats de la composition massique dans le dépôt 1 de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul.

Type de déchets	Papier	Plastique	Verre	Métal	Construction	Textile	Organique	Divers
Dépôt 1 (%)	2,62	36,85	5,19	21,41	5,29	13,97	13,15	1,53

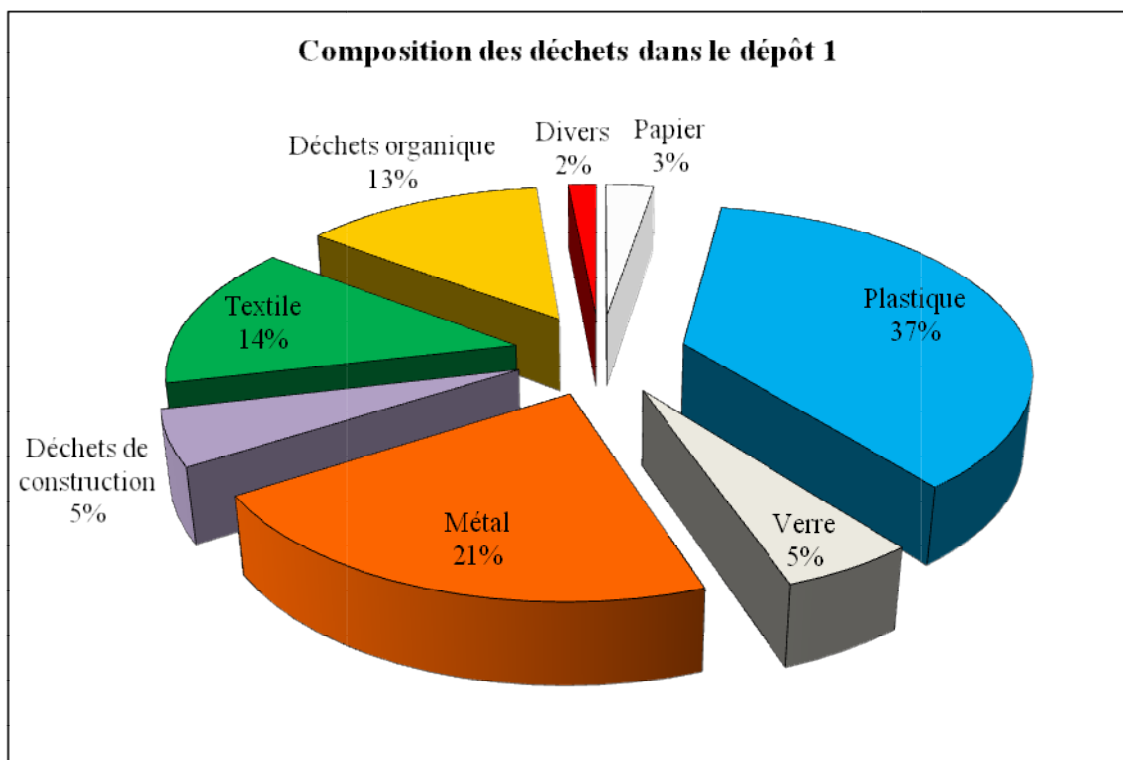


Figure 29. Composition massique des déchets dans le dépôt 1 de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

L'analyse de la composition massique des déchets au niveau du dépôt 1 fait ressortir que le plastique représente la fraction la plus abondante avec 37% du total des déchets présent à ce dépôt, en second position se trouve les déchets métalliques avec 21%, suivi par les déchets

organiques et textiles avec 13 et 14%, quant au reste des déchets (verre, déchet de construction et papier), ils représentent les fractions les plus faibles avec moins de 5% pour chaque fraction.

Tableau 10 : Résultats de la composition massique des déchets dans le dépôt 2 de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul.

Type de déchets	Papier	Plastique	Verre	Métal	Construction	Textile	Organique	Divers
Dépôt 2 (%)	3,06	26,1	7,01	36,5	4,35	8,18	13,69	1,12

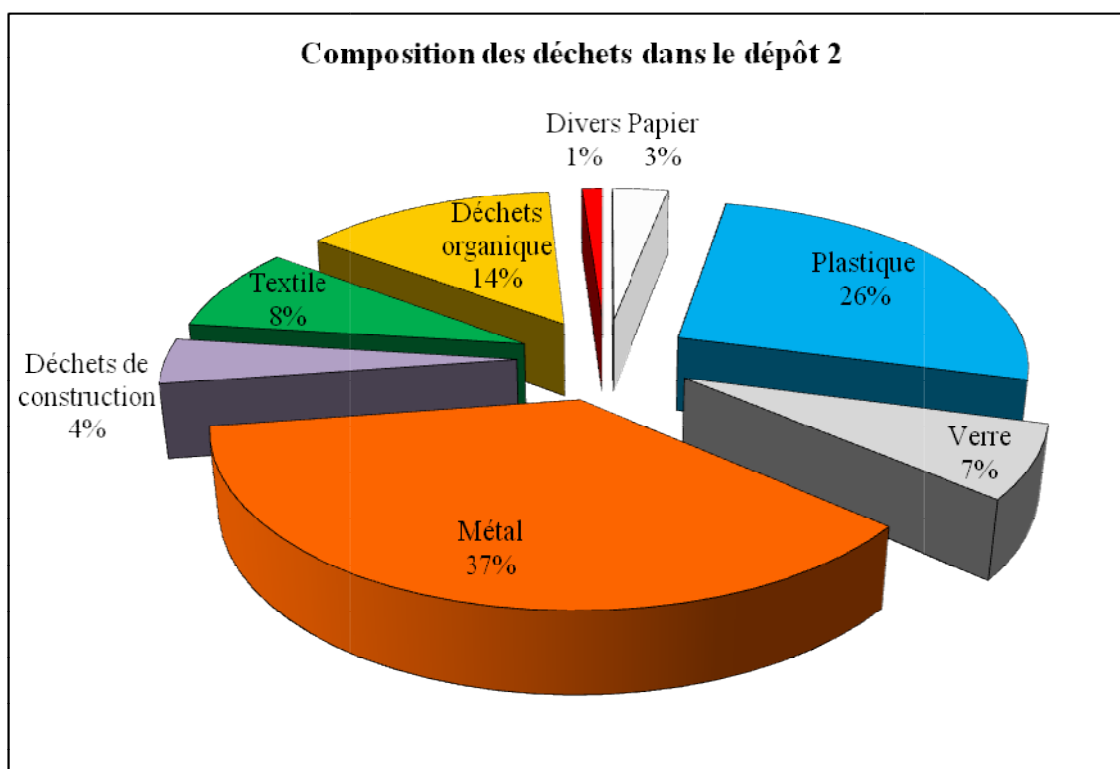


Figure 30. Composition massique des déchets dans le dépôt 2 de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

Selon la figure ci-dessus, la même composition massique des déchets que celle du dépôt 1, à l'exception de la fraction métallique qui représente la fraction la plus abondante et qui domine la composition massique totale, tandis que le plastique se trouve dans la deuxième position.

Tableau 11 : Résultats de la composition massique des déchets dans le dépôt 3 de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul.

Type de déchets	Papier	Plastique	Verre	Métal	Construction	Textile	Organique	Divers
Dépôt 3 (%)	4,28	18,47	10,24	31,18	5,11	4,49	22,09	4,14

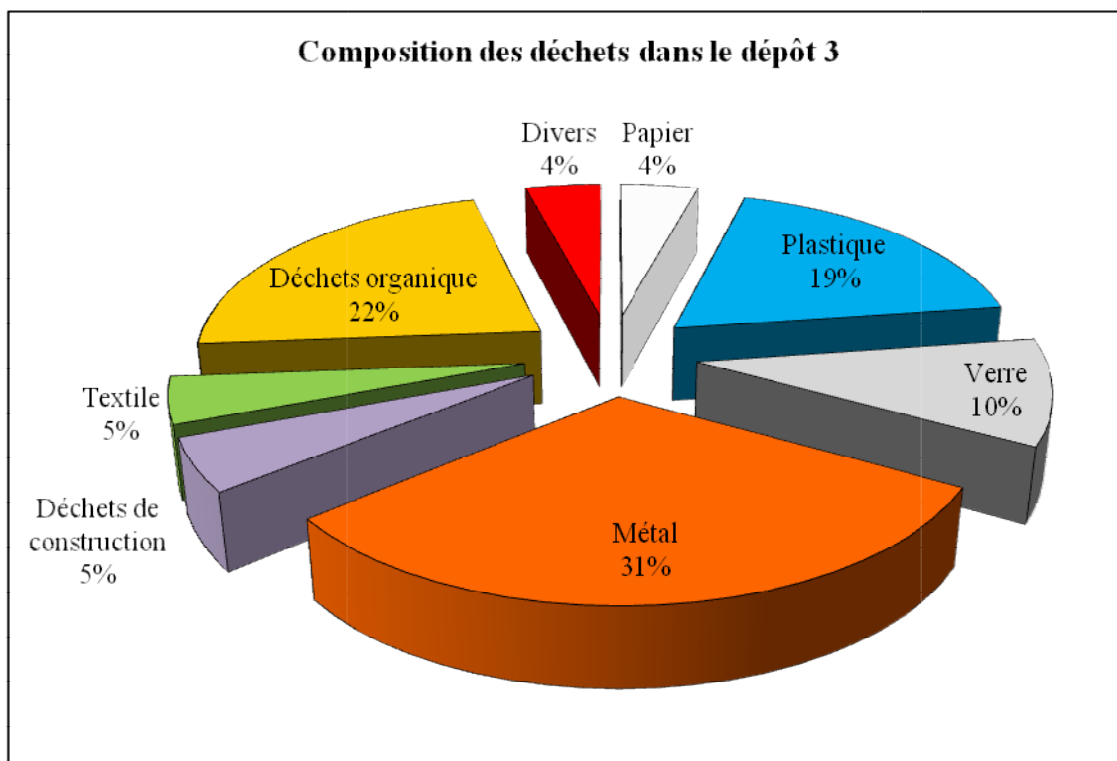


Figure 31. Composition massique des déchets dans le dépôt 3 de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

Au niveau de ce dépôt, le métal domine la composition massique des déchets, nous remarquons l'évolution des déchets organique et les déchets en verre, ces deux types issus des déchets ménagers, cela est expliqué par les rejets au niveau de ce dépôt qui sont les plus récents par rapport au deux autres dépôts.

Tableau 12 : Résultats de la composition massique des déchets dans la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul.

Type de déchets	Papier	Plastique	Verre	Métal	Construction	Textile	Organique	Divers
Décharge (%)	3	29	7	30	5	10	14	2

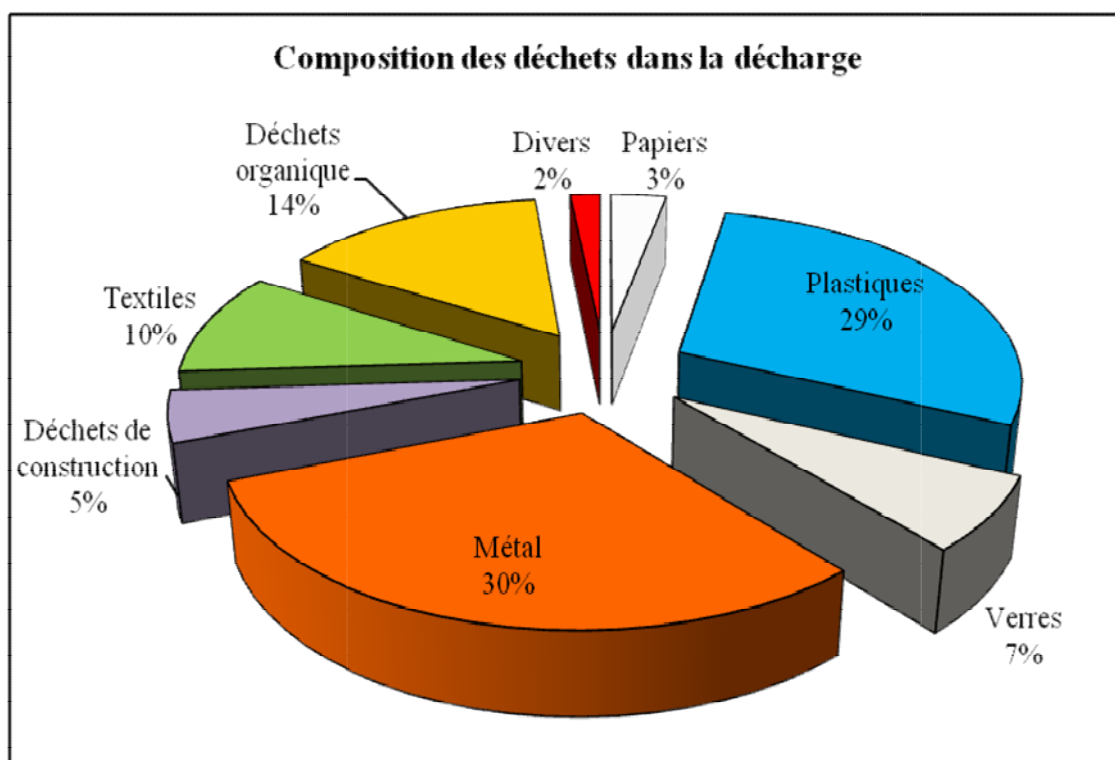


Figure 32. Composition massique des déchets dans la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

L'examen de la figure 32 permet de constater, d'une manière générale, la dominance du plastique et le métal, avec 29 et 30% respectivement, suivi par les déchets organiques avec 14%, le textile et le verre présentent des portions plus faibles soit 10 et 7% respectivement, pour les déchets de constructions occupent seulement 5% de la composition des déchets, alors que le papier représenté essentiellement par les cartons d'emballage, des journaux, leurs taux ne dépasse pas les 3% , malgré la présence d'une filiale de récupération.

IV-3.3. Caractéristiques physicochimiques du sol

La valeur moyenne de chaque analyse correspondante a été calculée suite à trois répétitions effectuées. Les résultats obtenus sont regroupés dans les tableaux (13-19) et représentés par les figures 33-39.

- **L'acidité du sol** : les valeurs des pH enregistrés au niveau des 3 dépôts figurent dans le tableau 13

Tableau 13 : Variation du pH des sols dans les 3 dépôts de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

pH	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Dépôt 1	6,85	7,37	7,163	0,151
Dépôt 2	6,92	7,66	7,373	0,265
Dépôt 3	6	7,21	6,813	0,387

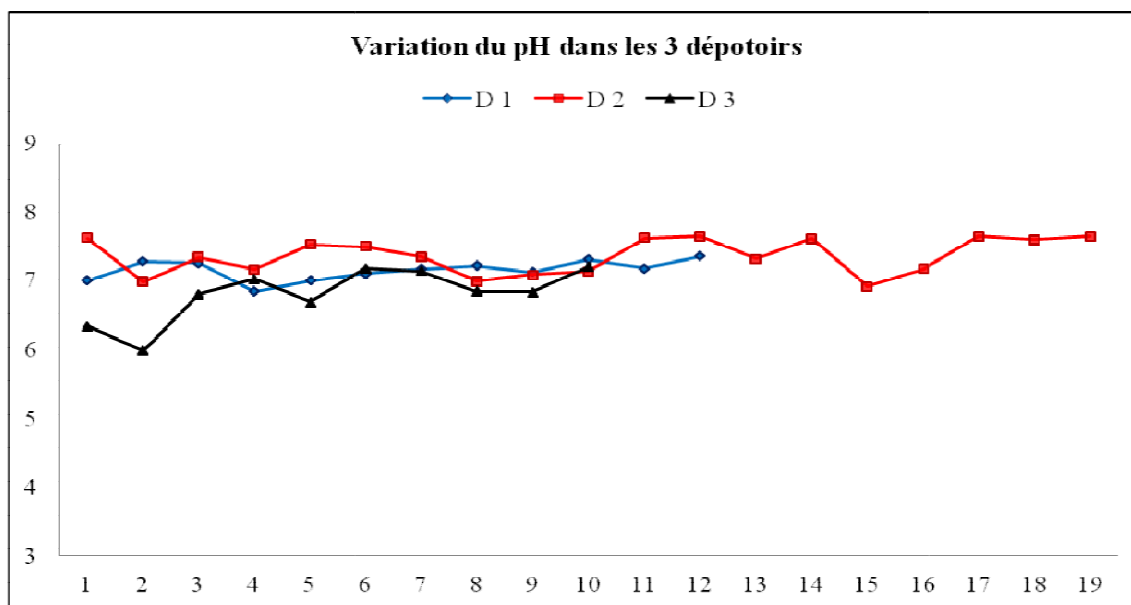


Figure 33. Distribution des valeurs du pH au niveau des 3 dépôts

Les valeurs des pH enregistrées au niveau des 3 dépôts démontrent une légère variation entre les points prélevés, les dépôts 1 et 2 marquent des pH neutres, tandis que le dépôt 3 marque des pH neutres à légèrement acides avec une valeur minimal de 6 enregistrées au niveau de ce dépôt (tableau 13), ce caractère est commun pour les décharges ménagères.

- **La conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$)** : les valeurs de la conductivité électrique des sols enregistrés au niveau des 3 dépotoirs figurent dans le tableau 14

Tableau 14 : Variation de la conductivité électrique des sols dans les 3 dépôts de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Dépôt 1	64	378,67	175,397	77,461
Dépôt 2	132,67	2053,33	655,8	498,1
Dépôt 3	57,33	243,67	164,8	55,613

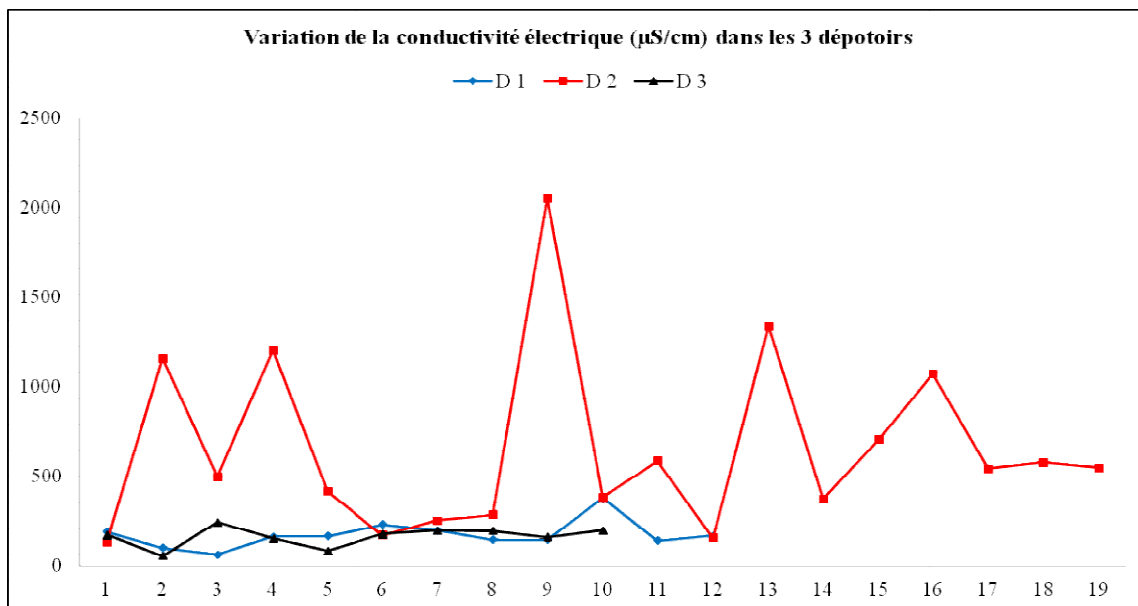


Figure 34. Distribution des valeurs de la conductivité électrique au niveau des 3 dépôts

Selon la figure 34, une nette variation de valeurs enregistrées de la conductivité électrique entre le dépôt 2 et les dépôts (1 et 3), les sols du dépôt 2 ont une conductivité très élevée avec un maximum de 2053,33 $\mu\text{S}/\text{cm}$ présentant ainsi un sol salé, cela peut être due aux ions libérés des déchets, pour les dépôts 1 et 3 la distribution des valeurs est similaire, elle varie entre (57,33 et 64 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et (243,67 et 378,67 $\mu\text{S}/\text{cm}$) respectivement pour les dépôts 3 et 1 (tableau 14).

- **L'humidité des sols (%)** : les valeurs de l'humidité des sols enregistrés au niveau des 3 dépotoirs figurent dans le tableau 15

Tableau 15 : Variation de l'humidité des sols dans les 3 dépôts de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

H%	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Dépôt 1	0,950	6,590	4,14	1,643
Dépôt 2	0,570	5,920	2,53	1,379
Dépôt 3	0,520	2,730	1,3	0,600

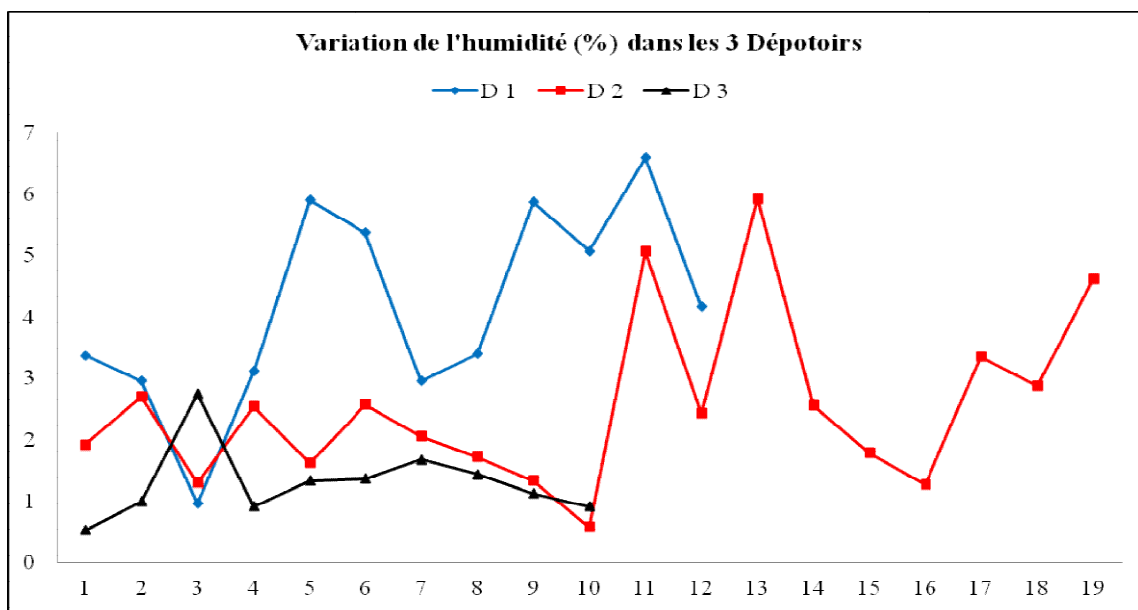


Figure 35. Distribution des valeurs de l'humidité au niveau des 3 dépôts

La figure 35 illustre la variation de l'humidité du sol dans les 3 dépôts de la décharge non contrôlée, les moyennes enregistrées varient entre 1,3 % au niveau du dépôt 3 et 4,14 % au niveau du dépôt 1, cette variation peut être interpréter par les caractères physique de la roche.

- **La matière organique sols (%)** : les valeurs de la matière organique des sols enregistrés au niveau des 3 dépotoirs figurent dans le tableau 16

Tableau 16 : Variation de la matière organique des sols dans les 3 dépôts de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul

MO%	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Dépôt 1	7,07	30,69	16,98	6,434
Dépôt 2	1,7	21,31	9,93	4,582
Dépôt 3	2,98	10,89	6,91	2,395

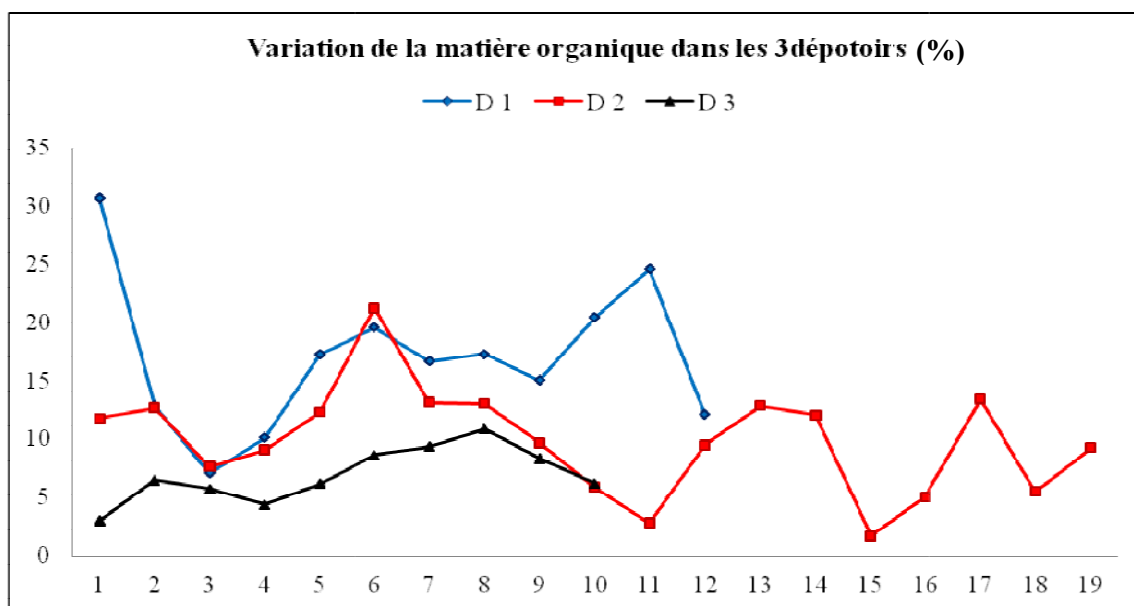


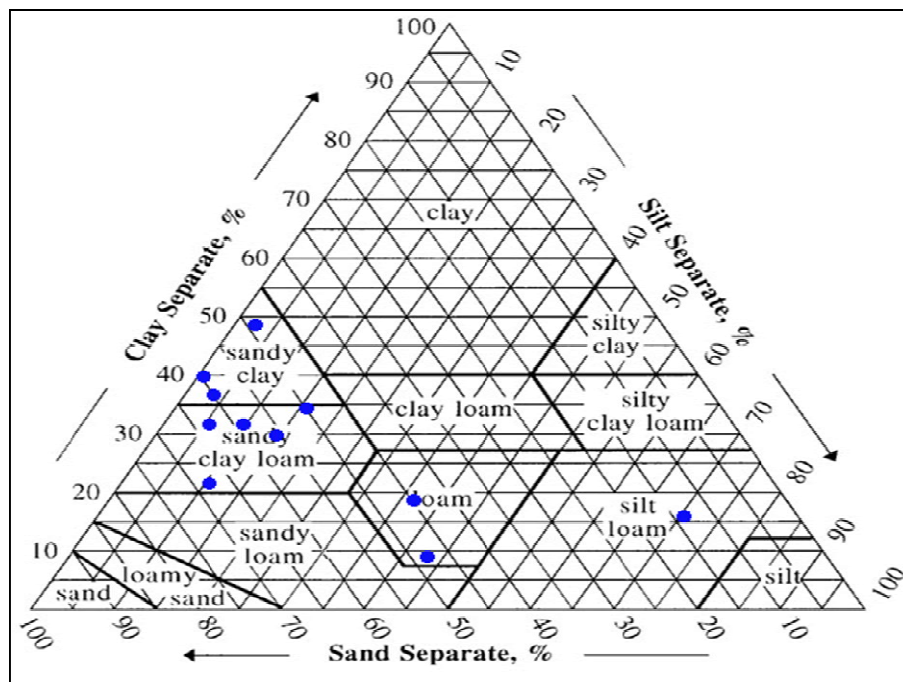
Figure 36. Distribution des valeurs de la matière organique au niveau des 3 dépôts

D'une façon générale, les teneurs en matière organique au niveau de la décharge sont très importantes, elles varient entre un minimum de 1,7 % enregistré au niveau du dépôt 2 et un maximum de 30,69 % au niveau du dépôt 1 (tableau 16). Ces fortes teneurs peuvent avoir parvenu des déchets ménagers très riches en matière organique qui sont repérées au niveau de la décharge.

- **La granulométrie des sols (%)** : les valeurs de la granulométrie des sols enregistrés au niveau du 1^{er} dépôt figurent dans le tableau 17

Tableau 17 : Analyse granulométrique des sols du 1^{er} dépôt

Dépôt 1	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Argile	8,4	61,6	30,73	15,429
Limons	0,4	67,6	17,76	18,407
Sable	14,83	69,21	54,57	14,676



Clay : Argile ; Loam : Limon ; Sand : Sable.

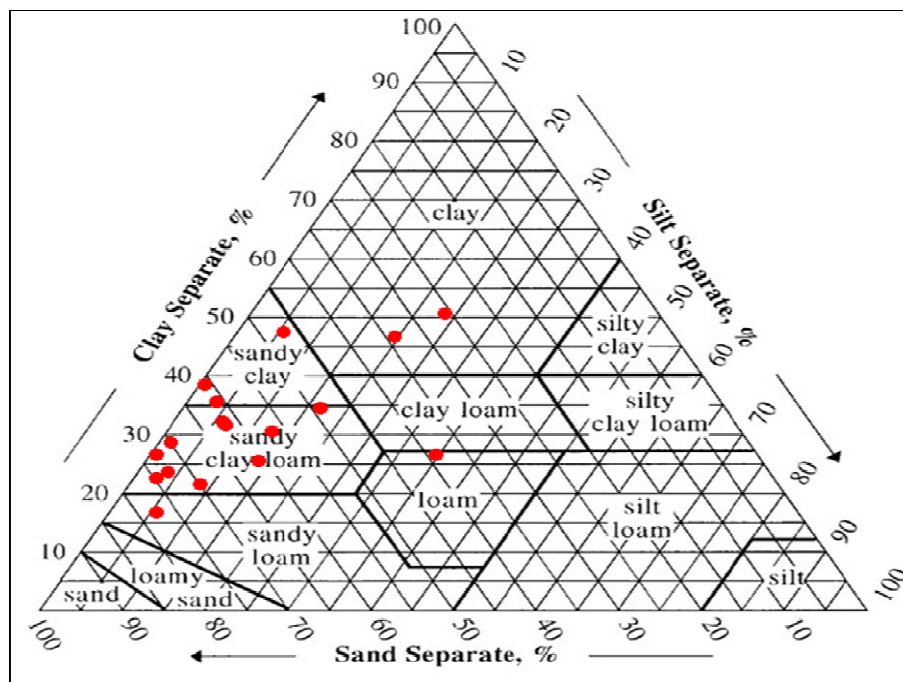
Figure 37. Triangle textural des sols au niveau du dépôt 1

L'analyse granulométrique des points de prélèvements effectués au niveau du dépôt 1 fait montrer la dominance des sables avec une moyenne de 54,57% suivi par les argiles avec 30,73 %, tandis que les limons ne représentent que 17,76%, ce qui fait ressortir que les classes « limon argilo-sableuse » et « argilo-sableuse » sont les plus abondantes, représentant ainsi un sol sableux perméable.

- **La granulométrie des sols (%)** : les valeurs de la granulométrie des sols enregistrés au niveau du 2ème dépôt figurent dans le tableau 18

Tableau 18 : Analyse granulométrique des sols du 2^{ème} dépôt

Dépôt 2	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Argile	22,4	65,2	35,32	11,812
Limons	0,8	37,6	13,64	10,742
Sable	27,99	76,65	59,753	14,557



Clay : Argile ; Loam : Limon ; Sand : Sable.

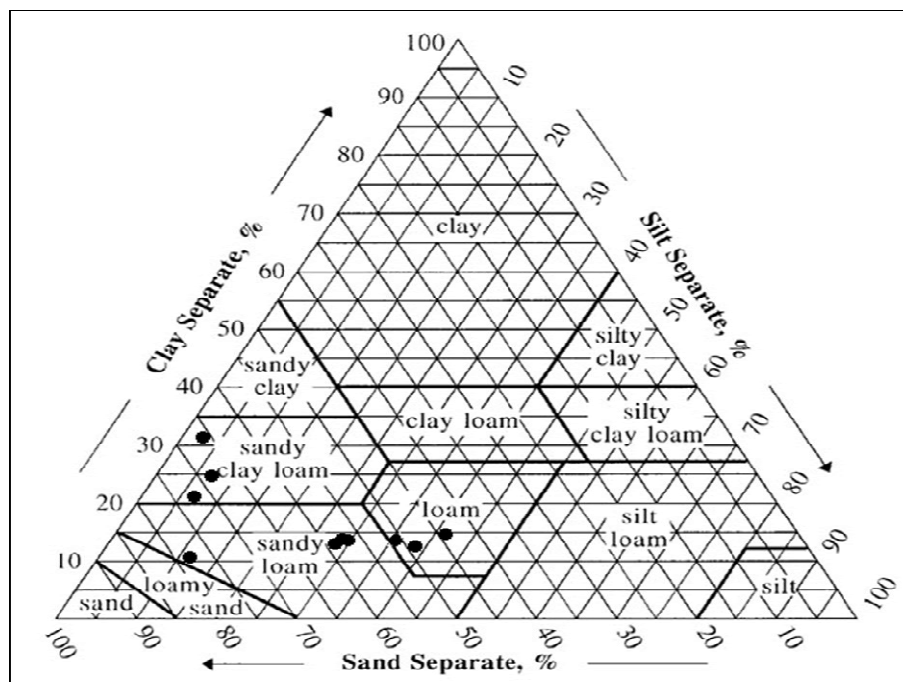
Figure 38. Triangle textural des sols au niveau du dépôt 2

La figure 38 démontre que la plus part des points analysés sont localisés au niveau de la classe texturale « limon argilo-sableuse », avec une dominance nette des sables qui présentent un maximum de 76,65% au niveau de tous les points (tableau 18).

- **La granulométrie des sols (%)** : les valeurs de la granulométrie des sols enregistrés au niveau du 3ème dépôt figurent dans le tableau 19

Tableau 19 : Analyse granulométrique des sols du 3^{ème} dépôt

Dépôt 3	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Argile	12	32	20,2	8,308
Limons	6	40,8	25,12	14,672
Sable	45,24	79,27	60,34	11,626



Clay : Argile ; Loam : Limon ; Sand : Sable.

Figure 39. Triangle textural des sols au niveau du dépôt 3

Le dépôt 3 présente une variation des classes texturales des points prélevés, avec une dominance des sables suivi par une progression des limons, enregistrons tous les deux des moyennes de 60,34 et 25,12% respectivement, quant aux argiles la moyenne des points prélevés est de l'ordre de 20,2%.

IV-4. Discussion

Les résultats obtenus montrent des interactions négatives entre le point de rejet et son environnement.

Le diagnostic effectué nous permet de déterminer l'état du potentiel d'impact des déchets sur l'environnement propre à la décharge, ainsi que sur la santé humaine. Nous diagnostiquons un aspect agressif par rapport à l'environnement de la décharge, car elle est implantée dans un milieu naturel (forêt), ce qui provoque évidemment sa dégradation par les rejets continus **(Belevi & Baccin, 1989)**.

La décharge est située sur une pente et sur un substrat perméable. Cela favorise l'infiltration et le transfert des polluants (lixiviats) vers le sous-sol ; mais également en aval de la décharge par le drainage et les écoulements des eaux pluviales surtout en périodes humides **(Syed, 2012)**.

Ces infiltrations contribuent à la contamination de la nappe et peuvent provoquer l'intoxication des riverains.

L'absence de système de clôture et de gardiennage ainsi que l'accessibilité facile au site de la décharge favorisent la présence des animaux errants non contrôlés et domestiques qui se nourrissent des déchets. Elle attire également des récupérateurs qui fouillent dans la décharge cherchant tout ce qui est valorisable en s'exposant à un grand risque sanitaire. Cela est l'apanage des décharges non contrôlées dans les pays en développement **(Mehdi et al., 2007)**. Les déchets présents dans la décharge contiennent des micro-organismes susceptibles d'avoir de nombreux effets néfastes sur la santé de ces personnes, suite à une exposition directe (voie cutanée), ou par inhalation des poussières (voie respiratoire) **(Kasuku et al., 2016)**.

Les objets pointus ou tranchants peuvent être aussi la cause de blessures et de transmission des maladies.

L'incinération non contrôlée des ordures présente une source majeure de pollution particulière qui affecte l'air, l'eau et les sols via les vapeurs, fumées, particules, cendres et résidus **(El-Fadel et al., 1997)**. Elle constitue également une source de gêne (fumée, retombées de suies et cendres volantes) pour le voisinage représenté essentiellement par les villageois habitant dans la partie aval de la décharge, en aggravant les problèmes de santé (respiratoires et cutanés).

En effet, la combustion de déchets libère dans l'atmosphère des oxydes de carbone, de l'azote, du dioxyde de soufre, des acides, des poussières, ces effluents gazeux sont néfastes pour la santé humaine et considérés comme des gaz cancérigènes, qui provoquent des problèmes rénaux **(IARC, 1982 & 1990)**.

Elles peuvent être à l'origine des affections respiratoires et des troubles associés : les cas de bronchites chroniques, insuffisances respiratoires, toux, etc. Les plaintes d'oppression thoracique sont souvent associées à l'exposition respiratoire à des poussières organiques.

Des odeurs nauséabondes dues à la décomposition des cadavres d'animaux aperçus dans la décharge, des nuées de mouches et des sacs en plastique tourbillonnants caractérisent la décharge.

À partir de ces résultats, on peut avancer que l'impact de la décharge sur la faune et la flore est très important. En revanche, la distance entre la décharge et les agglomérations urbaines est grande, ce qui traduit un faible impact sur les populations riveraines.

Les analyses du sol montrent un pH neutre au niveau de tous les dépotoirs de la décharge. Il devient légèrement acide au niveau du dépotoir 3. Selon le rapport rédigé à la demande des ministères respectivement chargés de l'environnement et de la santé française en 2004, les décharges ayant un pH qui varie entre 6,5 et 7,5 indiquent que l'âge de la décharge se situe entre 5 et 10 ans (**Mejraoua & Zine, 2017**). Ainsi, la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul est jeune et elle n'est pas encore stable.

L'évaluation de la conductivité électrique des sols de la décharge présente de fortes valeurs avec une distribution inégale. Le dépotoir 2 présente la moyenne maximale avec 655,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tandis que les dépotoirs 1 et 3 présentent les valeurs minimales avec respectivement 175,39 et 164,8 ms. Ces fortes valeurs enregistrées peuvent être dues à la teneur élevée en sels solubles contenus dans les ordures ménagères et libéré dans les lixiviats.

Les moyennes de l'humidité des sols de la décharge sont assez faibles, comprises entre 1,29 et 4,14 %. Le dépotoir 1 enregistre la valeur la plus élevée (4,14 %) tandis que le dépotoir 3 enregistre le plus faible taux (1,29 %). Cela est lié aux caractéristiques physiques du sol qui retient peu d'eau.

La teneur en matière organique des sols de la décharge est élevée avec une variation similaire à celle de l'humidité. Elle oscille entre 6,9 et presque 17 %. Le taux le plus élevé est enregistré au niveau du dépotoir 3.

La forte teneur en matière organique peut être due principalement aux apports de la fraction organique des déchets ménagers.

La caractérisation des déchets présents contribue à une compréhension des caractéristiques de la décharge. Ce qui permettra aux décideurs politiques et administratifs locaux et régionaux de prendre les mesures appropriées concernant cette décharge.

Du point de vue composition des déchets, la figure 32 montre une dominance du métal et du plastique avec des taux respectifs de 30 et 29 %. Ils constituent à eux seuls 59 % des déchets.

La fraction métallique présente la portion la plus élevée, il s'agit principalement des ordures ménagères telles que des appareils ménagers jetés par les citoyens, déchets d'emballages métalliques (boîtes de conserve), des aérosols, des canettes (ou boîte de boisson), des pièces issues des véhicules usagers contenant des substances toxiques pour l'environnement. Leur mise en décharge constitue une source d'enrichissement du sol par les métaux lourds considérés comme contaminant pour le sol et l'eau.

L'absence des systèmes de tri, de récupération et de recyclage permet leurs accumulations et leurs dégradations sur place.

Le plastique représenté essentiellement par des anciens sachets d'emballage dispersés à la surface des dépôts et/ou enfouis dans le sol. Cette accumulation est due principalement à la faible dégradabilité du plastique (**Hester & Harrison, 2011**). Selon la référence (**USEPA, 2011**), le plastique constitue environ 12 % des déchets solides municipaux, comparativement à moins de 1 % dans les années 1960.

Ces déchets sont jetés directement à l'état brut sans trier ni recycler, qui seront par la suite charriés le long du ruisseau, dégradant encore plus l'environnement.

Les déchets plastiques représentent un gisement considérable de ressources renouvelables, selon les services de MATE : sur plus de deux millions de tonnes d'emballage plastique produit en Algérie, seulement 4 000 tonnes sont récupérées (soit 0,0002 %). Le troisième composant des déchets de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul est représenté par les déchets fermentescibles (autre appellation des déchets organiques) avec 14 %. Ils sont issus principalement des ordures ménagères ou de résidus agroalimentaires, connus par leur biodégradabilité. En effet, la décomposition anaérobie (en absence d'oxygène) de ces déchets génère du biogaz (un mélange de gaz carbonique et de méthane), un puissant gaz à effet de serre (GES) qui contribue fortement au réchauffement climatique (**Christensen et al., 1996, West et al., 1998**). La production des gaz de la décharge est à l'origine d'importantes nuisances qui sont parfois très graves pour la santé et pour l'environnement.

Les principaux dangers sont liés à la pollution de l'eau et du sol, à l'influence sur le climat global et aux nuisances (odeurs, asphyxie, incendie et explosion (**Lisk, 1991 ; Brosseau & Heitz, 1994 ; Ademe, 2001**), ainsi que la présence de composés organovolatiles toxiques au niveau de ces biogaz responsables des maladies (cancer des poumons et de la peau) et parfois même la mort (**Chassagnac, 2005**).

En revanche, ces déchets présentent un fort potentiel de récupération en termes d'alimentation animale ou de compost, le compostage apporte de nombreux bénéfices, il permet de réduire les émissions de méthane liées à la décomposition aérobie des déchets organiques et constitue

une alternative aux engrais issus de la pétrochimie et particulièrement émetteurs de protoxyde d'azote (N₂O), le compostage permet de stocker le CO₂ organique des biodéchets dans le sol, ce qui représente une réduction additionnelle de GES (He *et al.*, 1992 ; Chen & Inbar, 1993 ; Adani *et al.*, 1995).

Le textile et le verre présentent des proportions plus faibles avec respectivement 10 et 7 %.

Le textile est représenté par des vêtements usagés, tissus en fin de vie, chiffons usagés, déchets textiles d'emballages, linges provenant majoritairement des ménages, qui sont dans la majorité des cas réutilisables ou recyclables.

Le verre, constitué essentiellement par des déchets de bâtisses issus des chantiers de démolition, les pare-brise des véhicules, les écrans d'ordinateurs, déchets de soins à risques infectieux (verrerie médicale), etc., représente 7 % des ordures. Ces verres sont un risque pour les récupérateurs et les animaux au sein de la décharge, comme ils peuvent être à l'origine d'incendies de forêts.

Les déchets de construction constituent uniquement 5 % de la composition totale des déchets, ce sont majoritairement des déchets inertes qui peuvent être recyclés essentiellement sous forme de remblais.

Le taux du papier formé essentiellement de cartons d'emballage et de journaux, considéré comme un déchet banal, ne dépasse pas 3 % nonobstant la présence d'une filiale de récupération.

D'une manière générale, ces déchets ménagers peuvent être considérés comme source de matières premières secondaires. Ils peuvent être récupérés et réintroduits dans la chaîne de production afin d'améliorer l'activité économique et réduire l'impact sur l'environnement.

IV-5. Conclusion

Le diagnostic simplifié de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul nous a permis de déterminer les menaces environnementales réelles dues à l'emplacement de la décharge, d'une part, et par les déchets jetés, d'autre part. Les résultats obtenus indiquent une grande pollution environnementale. Nous diagnostiquons un emplacement de la décharge dans un milieu naturel sans aucune étude préalable, sur un sol qui est perméable favorisant la percolation et l'infiltration des lixiviats vers le sous-sol de même vers la nappe. La géomorphologie du site et la pente abrupte favorisent le drainage et l'écoulement des déchets vers l'aval augmentant ainsi le risque de transfert des polluants vers le lac Tonga surtout pendant les périodes pluviales.

Le déversement des déchets à ciel ouvert est incontrôlé et inadéquat. L'analyse des déchets a montré que le plastique et le métal présentent les fractions les plus élevées dans la décharge, ce qui présente un risque réel de contamination du sol et de la végétation environnante. Les conditions d'exploitation des déchets se limitent à l'élimination incontrôlée (brûlage des déchets en plein air) qui peut avoir des effets négatifs sur l'environnement.

Les composants abiotiques et biotiques les plus affectés par l'état de cette décharge sont principalement le sol, la végétation, les eaux souterraines et de surface, l'atmosphère et la santé publique. Ces résultats peuvent être utilisés comme un outil de base pour mettre un plan de gestion approprié, d'amélioration et d'exploitation de la décharge pour réduire son impact sur l'environnement. Nous jugeons nécessaire une étude détaillée et plus poussée pour évaluer le degré de la contamination des sols, de la végétation et de l'eau, ainsi que celle de l'atmosphère.

Chapitre V

Evaluation analytique de la pollution

V-1. Introduction

Les déchets solides mis en décharge ne sont que très rarement inertes. De nombreuses réactions physico-chimiques et biologiques interviennent non seulement entre les déchets et le milieu récepteur (sol, substratum géologique, nappes, ...), mais également au sein même de ces déchets (Sbaa *et al.*, 2001). Les recherches ont montré que les décharges non contrôlées ont un impact négatif sur l'environnement, surtout avec la présence des métaux lourds (Mehdi *et al.*, 2007). En effet les métaux lourds issus de ces décharges, sont pour la plupart très dangereux lorsque ceux-ci parviennent à contaminer les sols ainsi que les eaux de boisson (Belevi & Baccin, 1989).

A partir des résultats obtenus dans les chapitres précédents, il ressort que la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul peut présenter un risque potentiel pour les écosystèmes environnants, notamment sur le sol suite au dépôt anarchique des déchets directement sur le substrat, ainsi que présenter un risque sur les berges du lac Tonga suite au ruissèlement et des lixiviats issus des déchets vers la partie avale. Le diagnostic de la décharge a fait montrer que le métal présente la fraction la plus élevée, considéré comme la principale source des métaux. Pour cela, l'évaluation des quantités des métaux lourds au niveau de la décharge est nécessaire, ceci permettra d'évaluer leur potentiel polluant et, par conséquent d'entreprendre les mesures appropriées pour réduire son impact sur la santé et l'environnement

L'objectif de ce chapitre est d'évaluer le risque de contamination par ces métaux issus de la décharge notamment, le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le plomb (Pb), et le zinc (Zn). Certains paramètres physico-chimiques comme l'humidité, le pH et la matière organique ont été également déterminés afin de connaître les mécanismes géochimiques qui gouvernent la migration horizontale des métaux.

V-2. Matériel et méthodes

L'évaluation du degré de pollution métallique de la décharge sur les sols qui l'héberge d'une part et sur les sols des berges du lac Tonga d'autre part, a été effectuée à partir des prélèvements des échantillons de sols de surface à deux niveaux (la décharge et le lac Tonga), ensuite, les prélèvements ont subi une série d'analyses physico-chimiques (pH, matière organique (MO), humidité (H%), conductivité électrique (CE), capacité d'échange cationique(CEC) et granulométrie) et autre métallique (le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le plomb (Pb), et le zinc (Zn)).

V-2.1. Echantillonnage

Le prélèvement des échantillons a été effectué à deux niveaux :

- Au niveau de la décharge :

En utilisant la même segmentation effectuée dans le chapitre précédent (maillage de 10×10 m), nous avons sélectionnés 12 mailles d'une manière aléatoire pour les prélèvements des sols de surface ;

- Au niveau du lac Tonga :

Trois (03) points ont été sélectionnées, qui représentent des exutoires de trois ruisseaux qui font jonction avec les berges du lac (figure 40).

Les prélèvements des échantillons ont été effectués en deux saisons humide et sèche durant les années 2015 et 2016.

La répartition des points sélectionnés ainsi que leur dénomination est la suivante :

- Un point (P0) considéré comme témoin localisé dans la partie amont de la décharge
- Deux points au niveau du premier dépotoir (P1-1 ; P1-2)
- Trois points au niveau du deuxième dépotoir (P2-1 ; P2-2 et P2-3)
- Trois points au niveau du troisième dépotoir (P3-1, P3-2 et P3-3)
- Trois points au niveau du lac Tonga (J1, J2 et J3)

Le choix des points est réalisé suivant l'inclinaison de la pente (sens de l'écoulement des lixiviats).

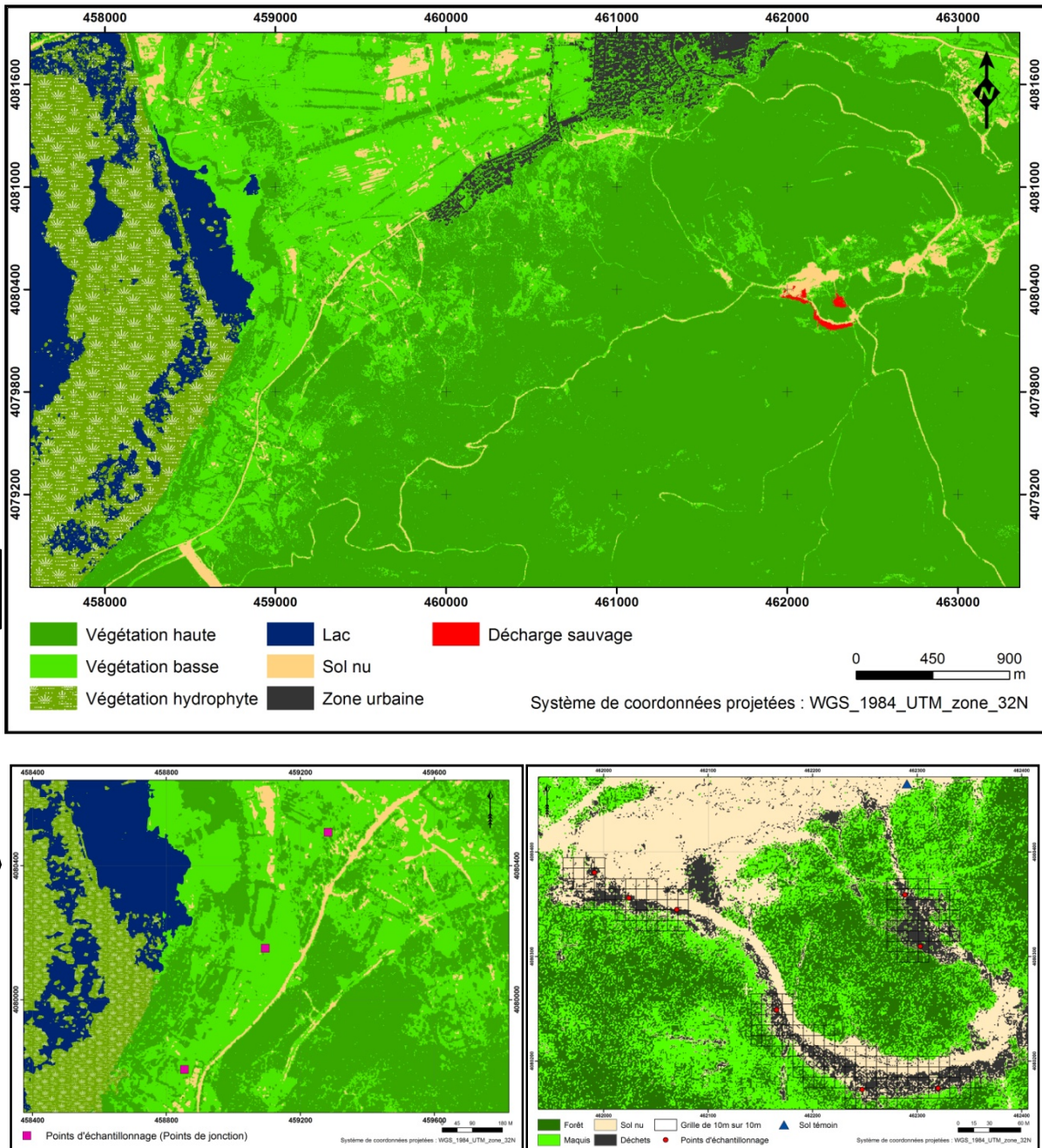


Figure 40. Localisation des points d'échantillonnage de sol dans la zone d'étude (**Réalisées par Chekchaki, 2018**)

V-2.2. Analyse des échantillons

Les échantillons prélevés sont séchés à l'air, broyés et tamisés à 2 mm.

Paramètres mesurés

pH : le pH est mesuré selon la méthode normalisée (NF ISO 10390) qui consiste de mettre en suspension le sol préparé avec l'eau désionisée en utilisant le rapport sol/liquide = 1/5 puis on agite pendant 5min, la suspension est ensuite laissée au repos pendant 2h pour enfin effectué la mesure à l'aide d'un pH-mètre.

CE : selon la méthode INRA, la conductivité est mesurée avec un conductimètre d'une suspension de 5g de sol et 25ml d'eau désionisée après une agitation pendant 1 heure ensuite laissée au repos pendant deux heures.

Humidité : elle est déterminée par la méthode normée **AFNOR NF U 44-171**, qui consiste à mettre à l'étuve l'échantillon de sol à 105°C pendant 24h.

MO : est obtenue par calcination de l'échantillon séché à 480°C pendant quatre heures dans un four à moufle selon la méthode (**NF EN 13039, AFNOR 2000**).

Granulométrie : est mesurée par la méthode robinson qui conforme aux normes **NEN5357 et ISO/DIS 11277**

Principe : après suppression des substances organiques (par attaque à l'eau oxygénée à 30 volumes, d'abord à froid, puis à chaud), et des carbonates (par attaque à l'acide chlorhydrique à froid, puis à chaud), le sol est ensuite dispersé par agitation rotative dans des flacons de 1000ml après adjonction d'hexamétaphosphate de sodium (1 g/litre de suspension), la méthode ROBINSON est basée sur la différence de vitesse de sédimentation entre les particules légères et les plus grosses. La sédimentation des particules résulte des deux forces opposées : gravité et friction entraînant un mouvement dans un milieu fluide. Dans la méthode "ROBINSON", un échantillon est pipeté à différentes périodes et à différentes profondeurs de la suspension du prélèvement dans une éprouvette. Durée et profondeur sont déterminées à l'aide de la loi de stokes. La suspension pipetée est condensée et séchée et la pesée détermine le ratio de masse de la fraction pipetée.

CEC : la détermination de la capacité d'échange cationique est mesuré par la norme **AFNOR NF X 31-130**, l'échantillon est d'abord saturé en ions ammonium (NH_4^+) par percolations successives d'une solution d'acétate d'ammonium ($\text{CH}_3\text{CO}_2\text{NH}_4$) à 1 mol/L. Après avoir éliminé l'excès d'ions ammonium par percolations d'alcool éthylique, on procède ensuite à leur échange par une solution de chlorure de sodium à 1 mol/L.

Les ions ammonium déplacés sont dosés par spectrophotométrie sur la solution précédente, une fois filtrée. Les concentrations trouvées sont converties en cmol⁺/kg (centimoles de charges positives par kilogramme de sol).

Les métaux lourds : le dosage des métaux est effectué par absorption atomique au niveau du Centre de Recherche Scientifique et Technique en Analyses Physico-chimiques (CRAPC), après une minéralisation par attaque acide des échantillons à l'eau régale (mélange d'acide chlorhydrique et d'acide nitrique) durant 16 heures à température ambiante, puis à ébullition avec reflux pendant 2 heures.

Calcul du Facteur de contamination (FC) et l'indice de la charge de pollution (PLI) :

Ces deux facteurs sont utilisés pour l'évaluation de la contamination métallique des sols.

Facteur de contamination (FC)

La FC est le rapport obtenu en divisant la concentration de chaque métal dans le sol par sa valeur de fond. Dans notre étude la concentration du point témoin **P0** est utilisée comme valeur fond compte tenu de sa localisation plus ou moins éloignée des dépôts.

$$FC = C_{\text{métal lourd}} / C_{\text{fond du métal}}$$

Les valeurs de FC obtenues sont interprétées comme il a suggéré **Hakanson (1980)**,

Où : FC < 1 indique une faible contamination ; 1 < FC < 3 une contamination modérée ;

3 < FC < 6 une contamination importante et FC > 6 une contamination très élevée.

Indice de charge de pollution (PLI)

L'indice de charge de pollution (PLI) a été proposé par **Tomlinson et al., 1980** ; pour détecter le niveau de pollution des éléments chimiques dans un échantillon donné et qui permet une comparaison de ces niveaux entre les sites et à différents moments, il a pour expression :

$$PLI = \sqrt[n]{(FC_1 \times FC_2 \times FC_3 \times \dots \times FC_n)}$$

Où 'n' est le nombre de métaux étudiés (n = 5 dans notre étude)

FC facteur de contamination,

Selon **Chakravarty & Patgiri (2009)**, lorsque la valeur PLI > 1 indique que le sol est pollué tandis que la valeur PLI ≤ 1 indique l'absence de pollution.

Analyse statistique

Dans le but d'établir une relation entre les différents paramètres étudiés et afin de comprendre les mécanismes qui gouvernent le comportement des métaux dans le sol de la décharge, un traitement statistique par analyse en composantes principales (ACP) a été appliqué à l'ensemble des paramètres en saison humide et sèche.

L'ACP est une technique statistique qui permet de prendre en compte un grand nombre de paramètres (pas seulement deux) et de mettre en évidence les corrélations entre les variables, ainsi qu'entre les variables et les échantillons.

Pour notre étude, une ACP est réalisée avec le logiciel « **XLSTAT 2016** » en utilisant comme variables : le pH, la matière organique (MO), le taux des argiles, la CEC, le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le plomb (Pb) et le zinc (Zn) mesurés et comme individus les 12 points de prélèvements effectués au niveau de la décharge et des berges du lac pendant les deux saisons (sèche et humide).

La méthode est utilisée afin de mettre en évidence les tendances, les corrélations et les phénomènes susceptibles d'influencer la répartition des éléments métalliques dans le sol de la décharge. Ainsi, à faire dégagée une typologie de la contamination métallique.

V-3. Résultats

V-3.1. Paramètres physicochimiques

La valeur moyenne de chaque analyse correspondante a été calculée suite à trois répétitions effectuées. Les résultats obtenus des deux saisons (sèche et humide), sont regroupés dans les tableaux 20 et 21, et représentés par les figures 41-44.

Tableau 20 : Résultats des analyses physicochimiques du sol dans la zone d'étude durant la saison sèche

	pH	CE (µS/cm)	H (%)	MO (%)
Minimum	4,58	53,6	0,54	2,7
Maximum	7,59	1639	3,8	19,33
Moyenne	6,40	460,49	1,75	8,52
Ecart-type	0,90	488,83	0,98	6,29

Tableau 21 : Résultats des analyses physicochimique du sol dans la zone d'étude durant la saison humide

	pH	CE (µS/cm)	H (%)	MO (%)
Minimum	5,46	122	0,12	1,4
Maximum	8,51	2435	9,6	21,9
Moyenne	7,01	453,77	3,15	7,1
Ecart-type	0,98	649,05	2,56	5,77

V-3.1.1. Le pH

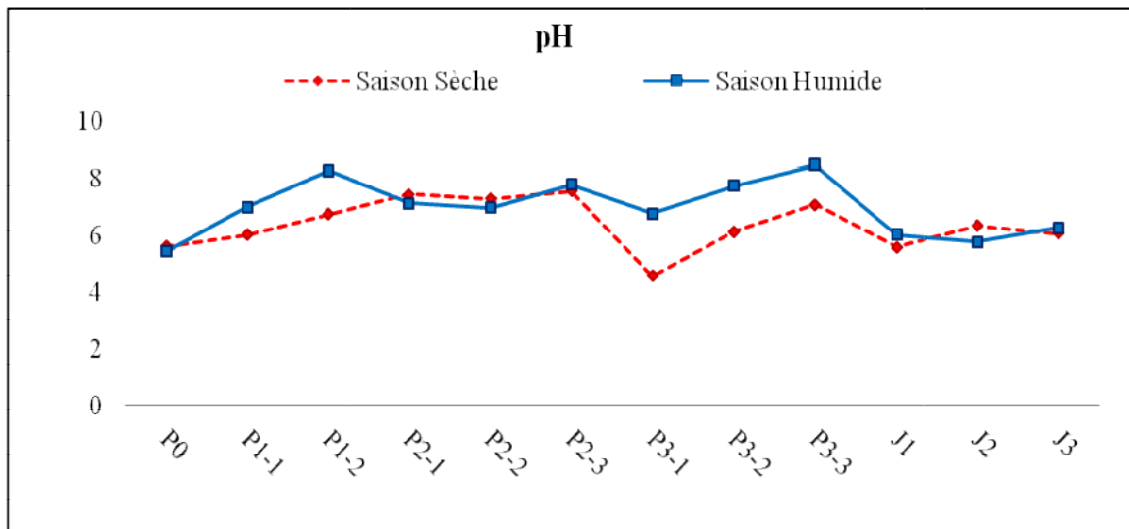


Figure 41. Variation des mesures du pH dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide
 Au niveau du point témoin ainsi qu'aux points de jonction le pH est légèrement acide durant les deux saisons, alors qu'au niveau de la décharge il est légèrement acide à neutre pendant la saison sèche et neutre à légèrement basique dans la saison humide, sauf pour le point (P3-1) le pH reste acide pour les deux saisons ;

V-3.1.2. La conductivité électrique

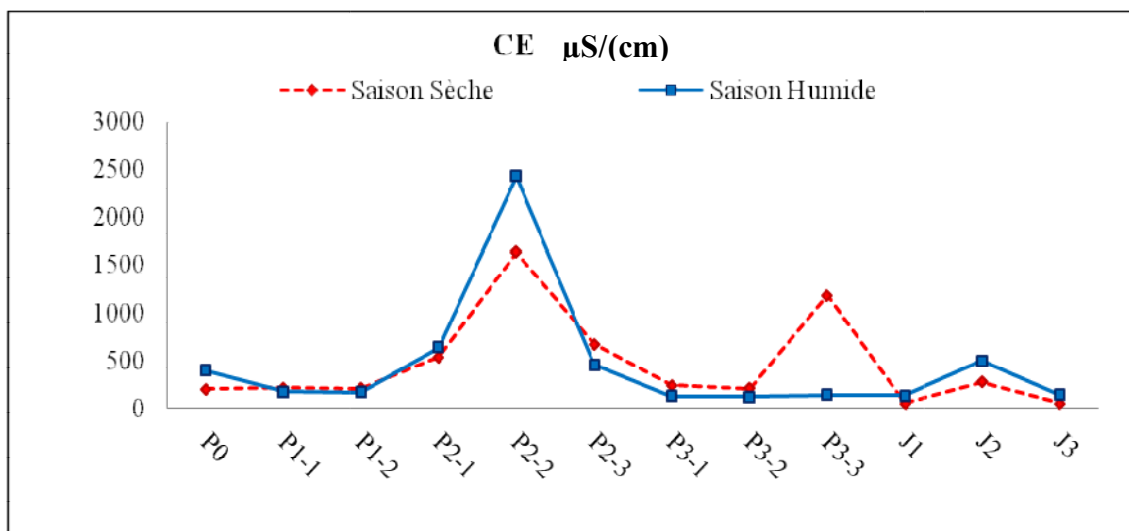


Figure 42. Variation des mesures de la conductivité électrique dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Les valeurs enregistrées de la conductivité varient entre 53,6μS/cm et 1639μS/cm pendant la saison sèche et entre 122μS/cm et 2435μS/cm pendant la saison humide, les valeurs les plus

élevées sont observées au niveau de la décharge tandis que les plus faibles sont au niveau de jonction ;

V3.1.3. L'humidité

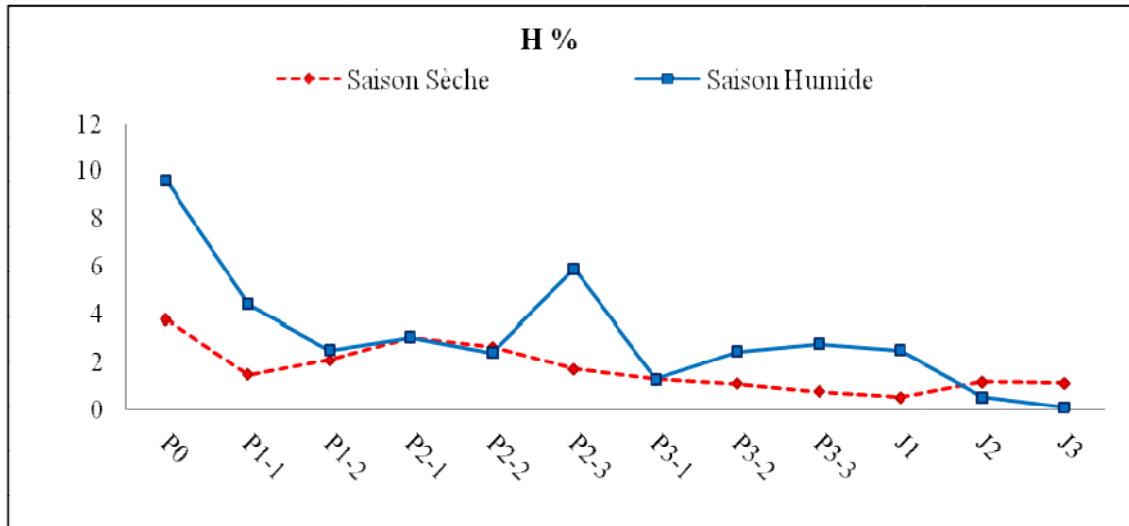


Figure 43. Variation des mesures de l'humidité dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

La valeur maximale de l'humidité est enregistré au niveau du point témoin que ce soit pour la saison sèche 3,8% ou humide 9,6%, tandis que la valeur minimale est enregistré au niveau des point de jonctions pour les deux saisons, au niveau de la décharge les valeurs varient entre 0,8% pendant la saison sèche et 5,92% au niveau de la saison humide ;

V-3.1.4. La matière organique

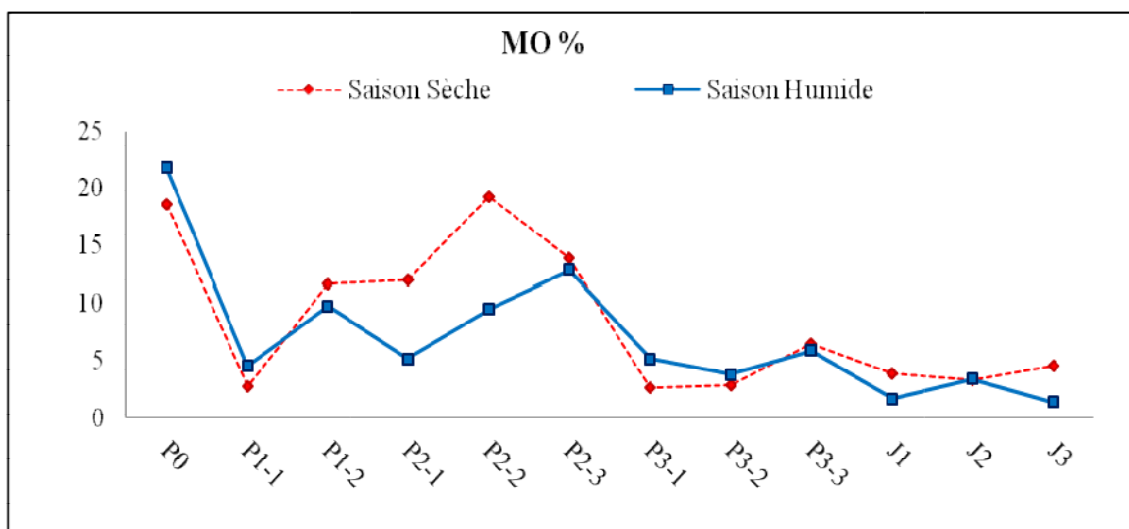


Figure 44. Variation des mesures de la matière organique dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

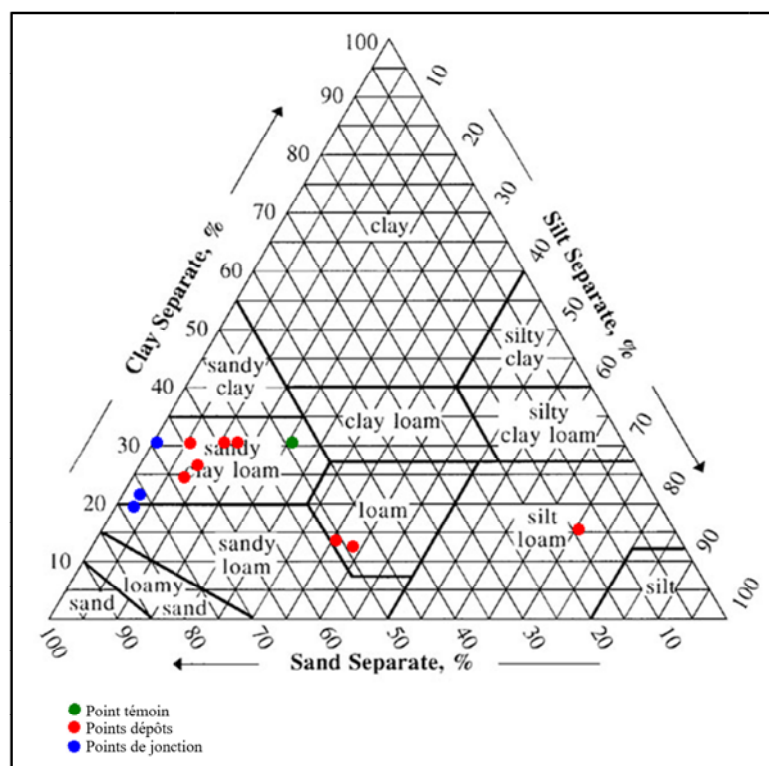
Le suivi de la matière organique démontre une forte teneur au niveau du point témoin et aux niveaux des dépôts 1 et 2, elle diminue au niveau du dépôt 3 et aux points de jonctions que ce soit pour la saison sèche ou humide.

V-3.1.5. La granulométrie

Les résultats des analyses granulométriques sont présentés dans le tableau ci-dessous

Tableau 22 : Résultats des analyses granulométriques du sol dans la zone d'étude

	Argile (%)	Limons (%)	Sable (%)
Minimum	12	2,4	14,83
Maximum	43,2	67,6	83,81
Moyenne	25,3	19,267	60,032
Ecart-type	9,39	19,202	17,636



Clay : Argile ; Loam : Limon ; Sand : Sable.

Figure 45. Triangle textural des sols de la zone d'étude

La figure ci-dessus dévoile la dominance de la classe « limon argilo-sableuse » pour presque la totalité des points prélevés, l'analyse de la fraction minérale de ces sols démontre l'abondance des sables et limons, avec des moyennes de 60,03 et 19,26% respectivement, indiquant que le sol est perméable favorisant les infiltrations, cela concorde avec une faible présence des argiles qui enregistrent une moyenne qui ne dépasse pas les 25%.

Interprétation

D'une manière générale, l'humidité de sol enregistre des valeurs moyennes à faibles que ce soit dans la décharge ou dans les points de jonction, présentant ainsi une forte perméabilité qui peut se traduire par une faible rétention de l'eau, ce caractère est confirmé par l'analyse granulométrique qui s'interprète par des sols riches en limons et sable, pauvre en argile ;

Les fortes teneurs en matière organique sont observées au niveau de la décharge notamment à la saison sèche, cela peut être attribué au type des déchets ménagés souvent très riches en matières organiques, durant la saison humide ces teneurs se diminuent, en effet les précipitations favorisent les phénomènes de solubilisation et le drainage des matières solubles ;

Les valeurs du pH démontrent des sols légèrement acides à neutre pendant la saison sèche, contrairement à la saison humide les sols étudiés sont neutres à légèrement basiques ;

La conductivité électrique est similaire pour les deux saisons (humide et sèche) elle augmente au niveau de la décharge en particulier au dépôt 2, pour ensuite se diminuer aux points de jonction.

V-3.1.6. Capacité d'échange cationique

Les résultats de l'analyse des bases échangeables ainsi que la capacité d'échange cationique sont regroupés dans les tableaux 23-26 et présentés par les figures 46-51.

Tableau 23 : Résultats des teneurs en bases échangeables du sol dans la zone d'étude durant la saison sèche

	Ca⁺⁺ (mg/l)	Mg⁺⁺ (mg/l)	Na⁺⁺ (mg/l)	K⁺⁺ (mg/l)
Minimum	0,25	0,18	0,01	0,70
Maximum	2,64	1,85	26,85	28,98
Moyenne	1,37	0,68	11,60	12,08
Ecart-type	0,82	0,52	8,52	8,65

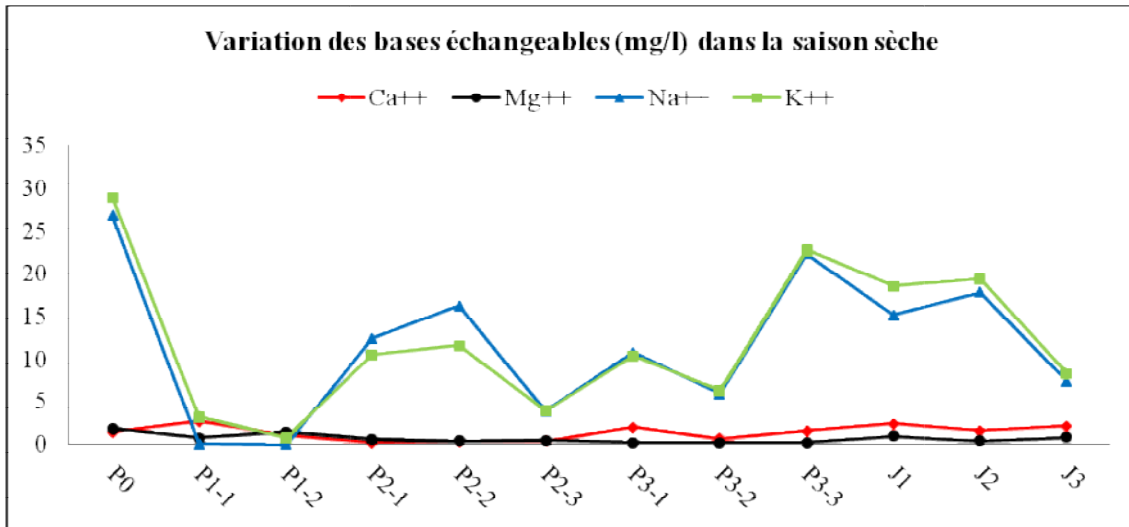


Figure 46. Variation des mesures des bases échangeables dans la zone d'étude durant la saison sèche

Les résultats des analyses des teneurs en bases échangeables durant la saison sèche fait ressortir la présence de deux groupes de courbe similaires, le premier est constitué de sodium et potassium, le second est représenté par le calcium et le magnésium, pour le premier groupe il représente les teneurs les plus fortes atteignant les 28,98mg/l de potassium enregistré au point témoin, pour le deuxième groupe les teneurs sont très faibles, elle varient entre 0,25 et 2,64mg/l et entre 0,18 et 1,85mg/l respectivement pour le calcium et le magnésium (tableau 23).

Tableau 24 : Résultats des teneurs en bases échangeables du sol dans la zone d'étude durant la saison humide

	Ca ⁺⁺ (mg/l)	Mg ⁺⁺ (mg/l)	Na ⁺⁺ (mg/l)	K ⁺⁺ (mg/l)
Minimum	1,07	0,16	0,00	2,19
Maximum	4,26	4,97	44,05	46,40
Moyenne	1,81	1,80	16,77	18,12
Ecart-type	0,91	1,25	16,38	15,80

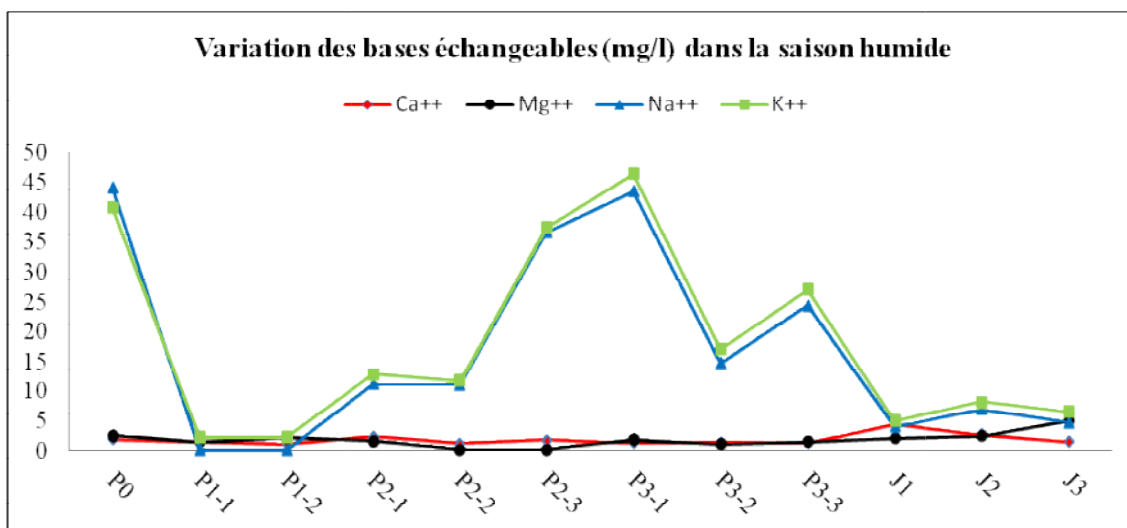


Figure 47. Variation des mesures des bases échangeables dans la zone d'étude durant la saison humide

Durant la saison humide, le même phénomène peut être distingué, avec des teneurs plus élevées aboutissant le double que celui de la saison sèche, les teneurs les plus élevées sont localisés au niveau du point témoin et dans le dépôt 3 (figure 47).

Tableau 25 : Résultats des analyses de la capacité d'échange cationique du sol dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

	Saison sèche		Saison humide	
	S (mg/l)	T (meq/100g)	S (mg/l)	T (meq/100g)
Minimum	0,71	8,40	0,82	5,20
Maximum	8,54	47,20	9,85	16,00
Moyenne	3,94	19,64	4,19	12,07
Ecart-type	2,44	12,65	3,28	3,14

S : somme des bases échangeables ; T : capacité d'échange cationique

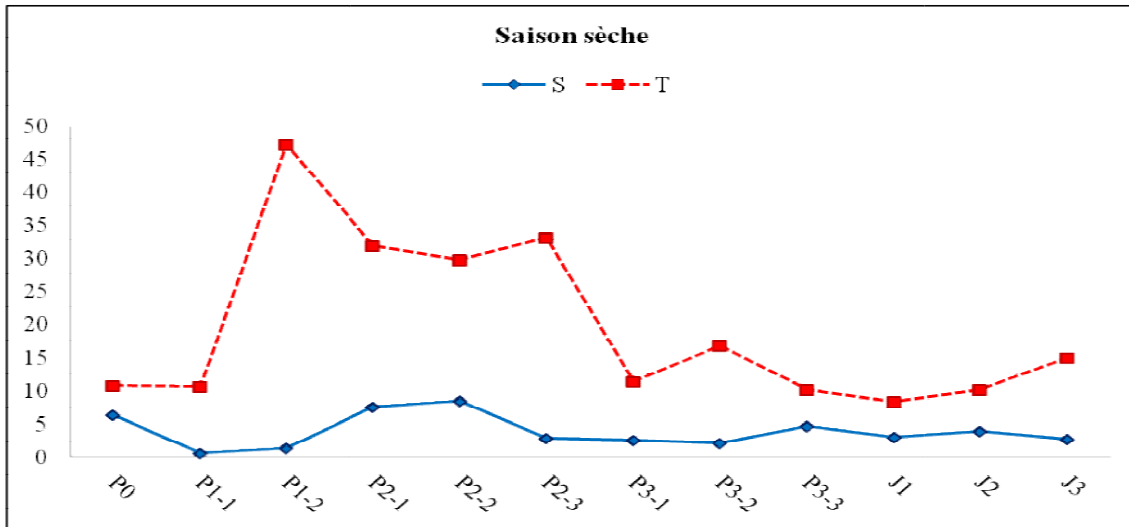


Figure 48. Variation des mesures de la capacité d'échange cationique dans la zone d'étude durant la saison sèche

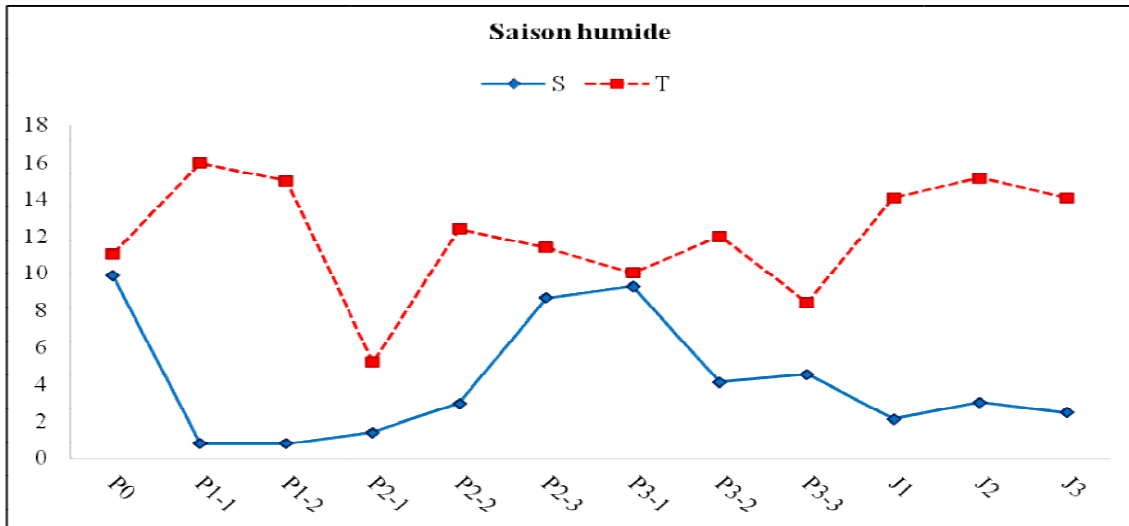


Figure 49. Variation des mesures de la capacité d'échange cationique dans la zone d'étude durant la saison humide

Durant la saison humide, tous les points échantillonnés enregistrent des valeurs de capacité d'échange cationique qui varient entre 5,2 et 16 meq/100g ce qui dévoile un sol avec une CEC moyenne à faible à savoir le point P2-1 qui enregistre la valeur minimale avec 5,2 meq/100g (tableau 25), cela peut être interpréter par la dominance des limons aux niveaux de tous les points, ainsi que les faibles teneurs en matière organique enregistrées, en effet la capacité d'échange cationique représente la quantité de cations que 100 g de sol peut piéger et retenir sur les argiles, la matière organique et/ou l'humus présents dans le sol, à un pH donné (Lano, 2014).

Durant la saison sèche, les résultats de la détermination de la CEC sont similaires à celles de la saison humide à l'exception des dépôts 1 et 2 qui présentent de fortes valeurs qui peuvent atteindre 47,2 meq/100g considéré comme une CEC élevée, ces fortes valeurs coïncident avec une hausse des teneurs en matière organique ainsi qu'une présence plus importante des argiles aux niveaux de ces sols.

Tableau 26 : Résultats des analyses des taux de saturation des sols dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

	Saison sèche	Saison humide
	Taux de saturation (S/T)	Taux de saturation (S/T)
Minimum	3,16	5,19
Maximum	59,17	92,9
Moyenne	25,729	38,496
Ecart-type	17,240	31,671

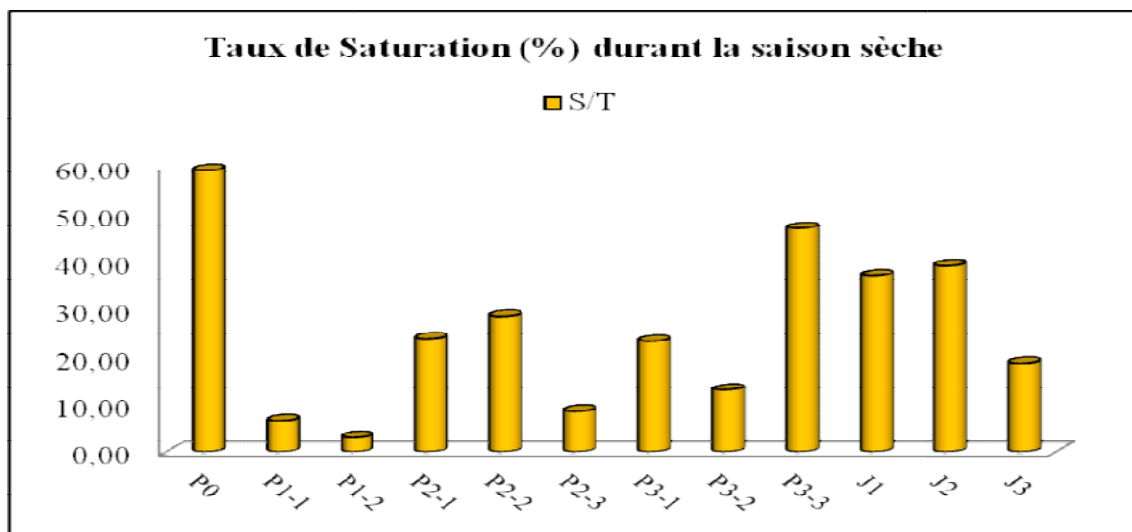


Figure 50. Variation des taux de saturation dans la zone d'étude durant la saison sèche

Selon la figure 50, une distribution inégale des valeurs des taux de saturation des sols au niveau de tous les points, le point témoin ainsi que les points de jonctions enregistrent les fortes valeurs, avec un maximum de 60%, au niveau de la décharge ces taux se régressent jusqu'à 3,16% (tableau 26).

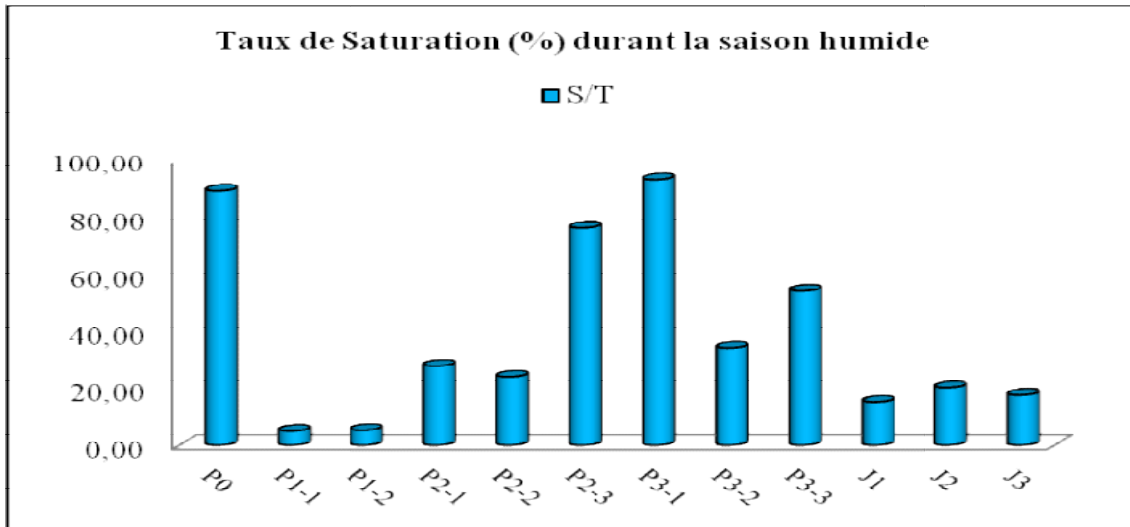


Figure 51. Variation des taux de saturation dans la zone d'étude durant la saison humide

Les valeurs des taux de saturation des sols prélevés durant la saison humide marquent une progression importante au niveau des dépôts 2 et 3 (figure 51), qui peuvent atteindre les 92,9% enregistré au niveau du point (P3-1) localisé au dépôt 3.

Interprétation

Selon les résultats obtenus, le taux de saturation des sols en bases échangeable varie d'un dépôt à l'autre et d'une saison à l'autre, le sol du point qui se trouve en aval de la décharge considéré comme point témoin, enregistre des taux de saturation très élevés de l'ordre de 59,17% et 89.1% en saison sèche et humide respectivement ;

Au niveau de la décharge, les dépôts 2 et 3 ont des taux de saturation plus élevés que le dépôt 1, le dépôt 3 possède le taux le plus élevé dans tous les points échantillonnés avec 92.9% en saison humide ce qui montre que le sol est organique et très chargés en éléments nutritifs, le dépôt 1 à un taux de saturation très faible que ce soit dans la saison sèche ou humide avec des valeurs qui ne dépassent pas les 6,68% cela est traduit par une par une somme de bases échangeables très faible indiquant que le complexe adsorbant est désaturé ;

Aux points de jonctions, les taux de saturation des sols sont assez faibles, variant entre 18.78 et 39,22% en saison sèche et entre 15,19 et 20,11% en saison humide ;

Les teneurs en bases échangeables, démontrent que le sodium et le potassium au niveau de ces sols sont les plus important, représentant des saturations très élevées contrairement aux faibles valeurs de calcium et magnésium qui peuvent êtres considérés comme négligeables ;

V-3.2. Les éléments traces métalliques

Les métaux lourds déterminés dans cette étude sont le cadmium, le cuivre, le fer, le plomb et le zinc. L'évaluation spatiotemporelle de ces métaux est représentée par les tableaux 27 et 28 et les figures 52-56.

Tableau 27 : Résultats des teneurs en métaux lourds du sol dans la zone d'étude durant la saison sèche

Points	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Fe (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)
Minimum	3	0,4	645,7	3,8	7,1
Maximum	11	21,9	812,9	818,9	298
Moyenne	5,75	10,275	755,158	230,958	107,567
Ecart-type	2,927	8,248	63,279	244,585	104,453

Tableau 28 : Résultats des teneurs en métaux lourds du sol dans la zone d'étude durant la saison humide

Points	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Fe (ppm)	Pb (ppm)	Zn (ppm)
Minimum	3	0,5	613,1	2,5	7,1
Maximum	9	66,1	815,1	565,3	320,3
Moyenne	5	23,708	748,133	335,342	115,133
Ecart-type	2,089	21,155	76,387	233,899	99,637

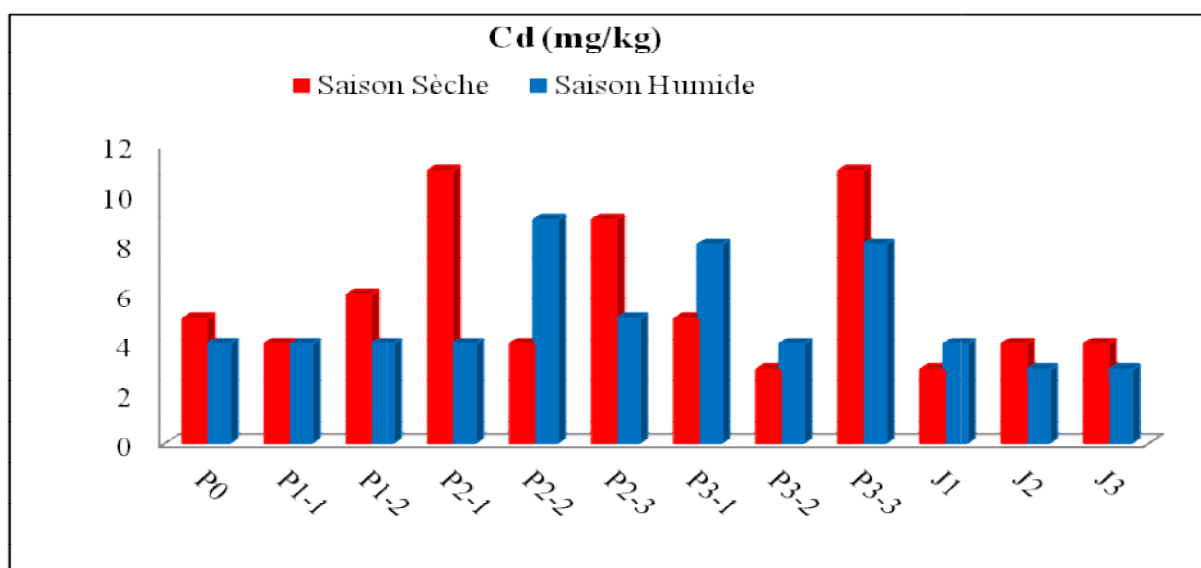


Figure 52. Variation des teneurs en cadmium dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Le cadmium, présente des fortes teneurs au niveau de tous les points dépassant ainsi la norme fixé à (2 ppm), (**Baize, 1997**), les concentrations sont plus importantes dans la saison sèche où nous enregistrons la valeur maximale de 11 ppm au niveau de la décharge ;

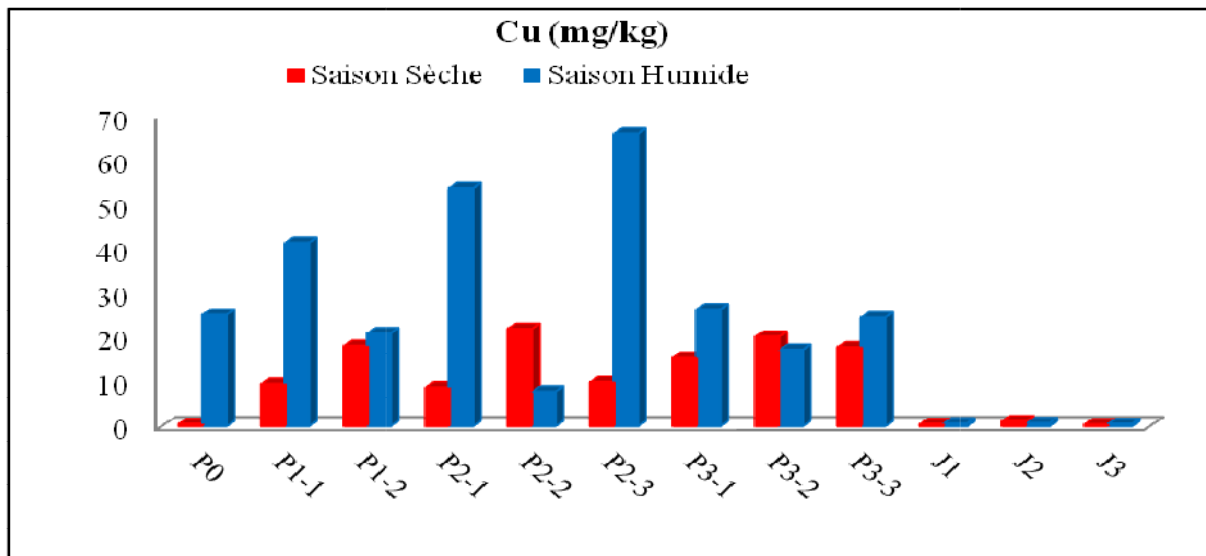


Figure 53. Variation des teneurs en cuivre dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Contrairement au cadmium, la teneur en cuivre est plus forte dans la saison humide, les concentrations sont importantes touchant le toit de la norme (100 ppm) (**Baize, 1997**) ;

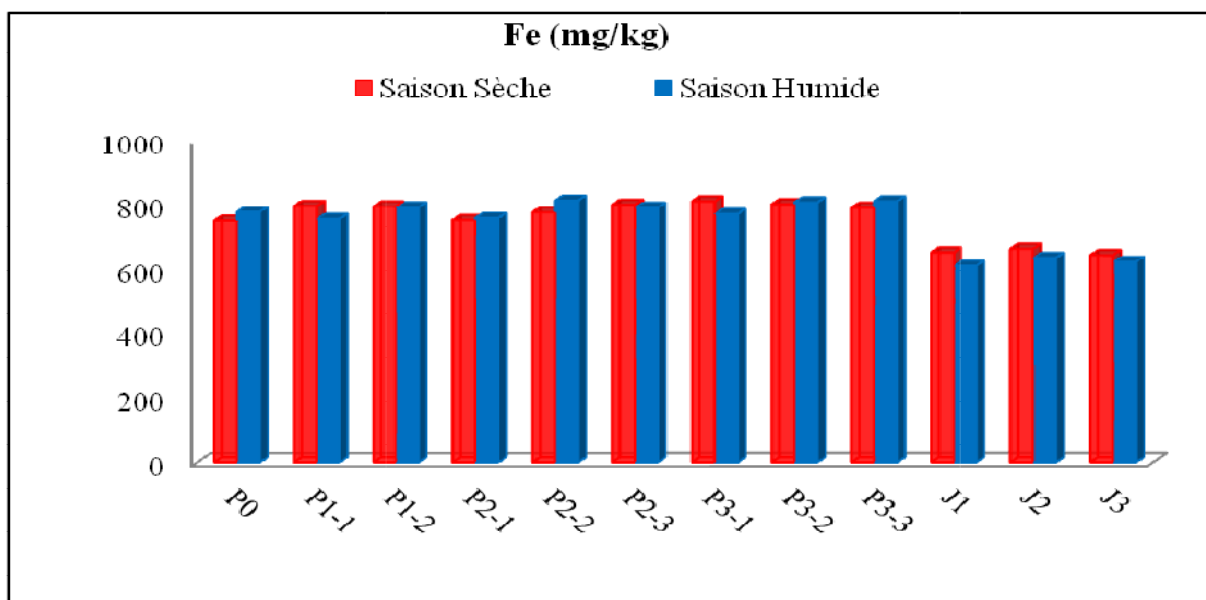


Figure 54. Variation des teneurs en fer dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Le fer est distribué uniformément pendant les deux saisons, ces concentrations varient entre 613,1ppm au point de jonction (J1) dans la saison humide, et 815,1 ppm au niveau du

deuxième dépôt (P2-2), dans la même saison avec une moyenne de 755,158 et 748,133 ppm respectivement durant la saison sèche et humide ;

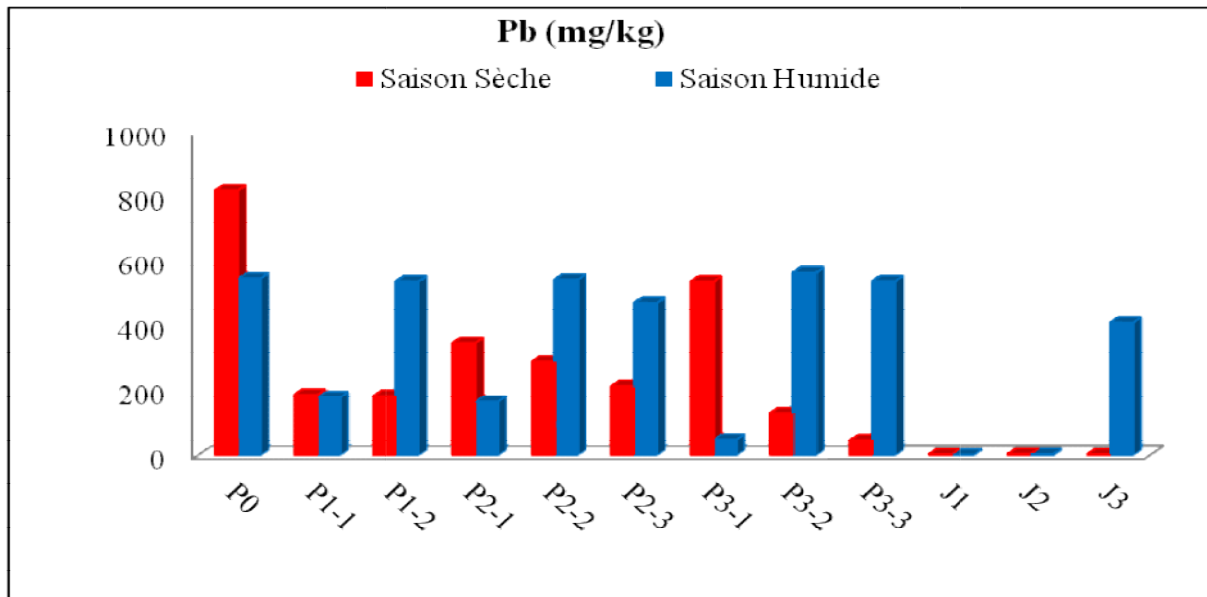


Figure 55. Variation des teneurs en plomb dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Forte variation des concentrations du plomb entre les deux saisons, elle est plus importante en saison humide par rapport à la saison sèche (figure 55), tous les points montrent des teneurs dépassant les limites fixés (100 ppm) (**Baize, 1997**) à l'exception des deux points de jonctions (J1) et (J2) présentant des teneurs faibles en dessous de la limite, alors que, le point (J1) enregistre une teneur anormalement élevé pendant la saison humide avec 410,2 ppm ;

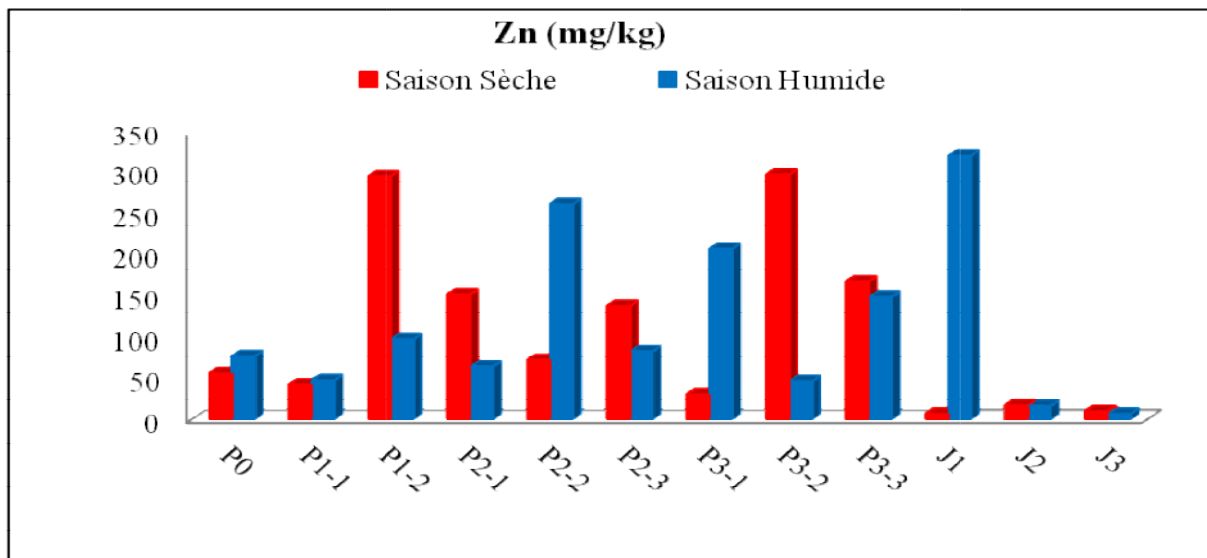


Figure 56. Variation des teneurs en zinc dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Le zinc est un élément très facilement mobile (**Snoussi, 2015**), sa distribution présente une grande variation spatiale et saisonnière, les valeurs maximales enregistrés pendant la saison sèche sont respectivement 295,9 et 298ppm, pour les points (P1-2) et (P3-2), atteignant la valeur limite fixé 300 ppm (**Baize, 1997**), tandis que pour la saison humide la valeur maximale est enregistré au point (J1) avec 320,3 ppm dépassant ainsi la limite fixé.

Interprétation

La concentration moyenne en As, Cd, Cu, Fe et Zn, pendant la saison sèche sont de, 5,750 - 10,275 - 755,158 - 230,958 et 107,567 mg/kg respectivement.

Alors que la concentration moyenne de : As, Cd, Cu, Fe et Zn durant de la saison humide sont de 5 - 23,708 - 748,133 - 335,342 et 115,133 mg/kg respectivement.

Ainsi, la tendance des métaux selon la concentration moyenne pendant les deux saisons sèche et humide est : **Fe > Pb > Zn > Cu > Cd**.

Cette variation des concentrations en ETM est due en premier lieu au type de déchets jeté et ou enfuis dans la décharge ; la distribution hétérogène de ces déchet (riche en métaux) au sein de la décharge entre les point de rejet (la source ponctuelle) et les zones adjacentes (éloignement de la source), et enfin l'effet de la pente qui favorise le déplacement et le transport de ces déchets de l'amont vers l'aval.

Nous remarquons aussi que les dépôts 2 et 3 sont les plus contaminés en métaux par rapport au dépôt 1, ce qui peut être interprété que le dépôt 1 contient des déchets anciens caractérisé par des déchets de plastique inerte, de plus ce dépôt ne reçoit plus de déchets, ainsi que l'accumulation des déchets au niveau des deux dépôts 2 et 3 qui se trouvent au dessous du premier, sur un terrain plus ou moins plus stable par rapport au dépôt 1 qui se trouve incliné.

Au niveau de jonction les concentrations en métaux dans le sol sont faibles du fait de l'élimination de ces derniers soit par les plantes et ou par le sol suite à son pouvoir auto-épurateur ce qui révèle que l'effet de la décharge sur les sols des berges du lac Tonga est faible.

V-3.3. Facteur de contamination (Cf) et indice de pollution (PLI) des métaux lourds

Les valeurs du facteur de contamination calculée pour chaque point échantillonné ainsi que l'indice de pollution correspond sont rapportés dans les tableaux 29 et 30 et représentés par la figure 57.

Tableau 29 : Résultats des calculs du facteur de contamination et indice de pollution du sol
dans la zone d'étude durant la saison sèche

Points	CF_{Cd}	CF_{Cu}	CF_{Fe}	CF_{Pb}	CF_{Zn}	PLI
P0	1	1	1	1	1	1
P1-1	0,80	18,8	1,06	0,23	0,76	1,23
P1-2	1,20	36	1,06	0,23	5,26	2,22
P2-1	2,20	17,2	1,00	0,42	2,71	2,13
P2-2	0,80	43,8	1,03	0,35	1,29	1,75
P2-3	1,80	19,6	1,06	0,26	2,47	1,89
P3-1	1,00	30,6	1,08	0,66	0,55	1,64
P3-2	0,60	40,2	1,07	0,16	5,29	1,85
P3-3	2,20	35,4	1,05	0,06	2,99	1,71
J1	0,60	1	0,87	0,0047	0,13	0,20
J2	0,80	2,2	0,88	0,01	0,31	0,31
J3	0,80	0,8	0,86	0,0046	0,18	0,22

Pendant la saison sèche, le cadmium présente des valeurs de FC variant entre 0,6 et 2.2 ce qui révèle une alternance entre l'état d'une contamination faible et contamination modérée, le cuivre présente des valeurs de FC très élevées dépassant très largement la valeur de 6 dans tous les dépôts, indiquant une très forte contamination par cet élément, aux points de jonction la valeur de FC diminue jusqu'à 1 présentant ainsi une faible pollution, les valeurs de FC calculées pour le fer ont indiqués une contamination modérée au niveau de tous les points de la décharge, les points de jonctions présentent une faible contamination, tous les points échantillonnés montrent un FC de plomb inférieur à 1 ce qui indique une faible contamination par cet élément, les valeurs de FC enregistrées pour le zinc présentent à la fois une contamination modérée à importante.

Les résultats de l'indice de pollution (PLI), montrent que durant la saison sèche les valeurs enregistrées au niveau des 3 dépôts sont tous supérieur à 1 (> 1) ce qui révèle que le site de la décharge est pollué, alors qu'aux points de jonction les valeurs du PLI sont tous les trois inférieur à 1 indiquant ainsi un état pratiquement non contaminé.

Tableau 30 : Résultats des calculs du facteur de contamination et indice de pollution du sol
dans la zone d'étude durant la saison humide

Points	CF_{Cd}	CF_{Cu}	CF_{Fe}	CF_{Pb}	CF_{Zn}	PLI
P0	1	1	1	1	1	1
P1-1	1	1,65	0,97	0,33	0,62	0,80
P1-2	1	0,83	1,02	0,98	1,26	1,01
P2-1	1	2,14	0,98	0,31	0,83	0,88
P2-2	2,25	0,31	1,04	0,99	3,39	1,19
P2-3	1,25	2,63	1,02	0,86	1,08	1,26
P3-1	2	1,05	0,99	0,09	2,68	0,88
P3-2	1	0,68	1,04	1,03	0,61	0,85
P3-3	2	0,98	1,04	0,98	1,94	1,31
J1	1	0,02	0,79	0,00	4,14	0,20
J2	0,75	0,03	0,82	0,01	0,22	0,12
J3	0,75	0,02	0,80	0,75	0,09	0,24

Pendant la saison humide, les valeurs de FC calculées pour le cadmium varient entre 1 et 2,25 ce qui révèle une contamination modérées, ces valeurs diminuent aux points (J1) et (J2) ;

Le FC obtenue pour le cuivre, le fer et le zinc présente une alternance entre une contamination faible et modérée aux niveaux des points de la décharge, le FC de zinc dépasse la valeur de 3 aux points (P2-2) et (J1) présentant une contamination importante à ces points, les autres points de jonctions présentent une faible contamination (FC < 1), le plomb présente des valeurs de FC inférieurs à 1 ce qui montre une contamination faible.

Contrairement à la saison sèche, la saison humide montre un PLI<1 pour tous les point à l'exception des quatre points (P1-02), (P2-02), (P2-03) et (P3-03) qui ont respectivement les PLI suivant : 1,01- 1,19 - 1,26 et 1,31 ce qui présente un état de pollution au niveau de ces points qui se localisent pratiquement au centre de la décharge.

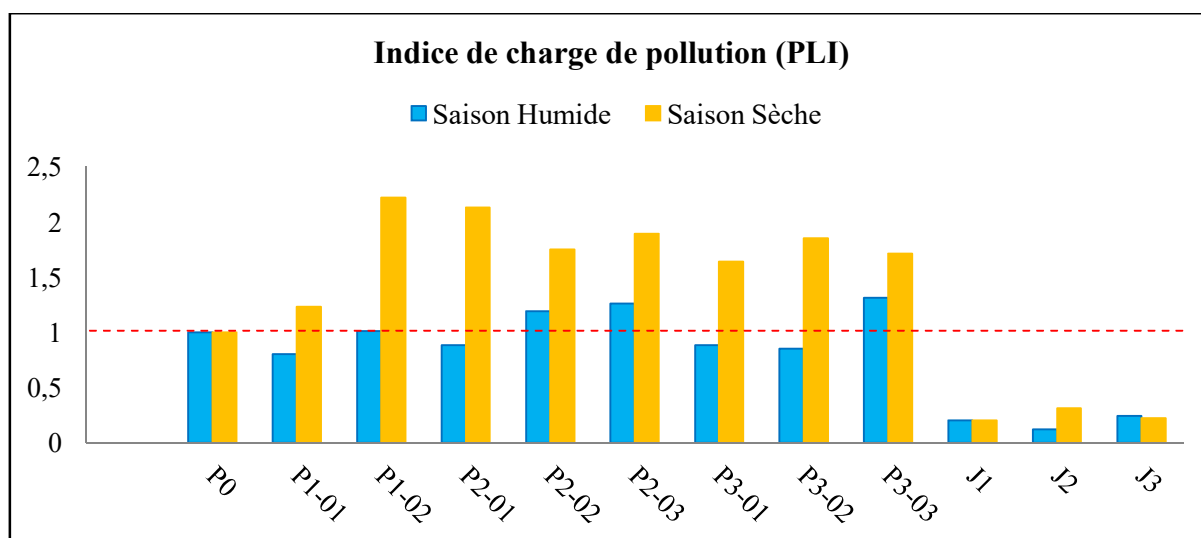


Figure 57. Variation de l'indice de la charge de pollution dans la zone d'étude durant la saison sèche et humide

La figure 57 fait ressortir que :

La plupart des points de la décharge présentent un PLI supérieur à 1 ;

Tous les points de jonctions présentent des PLI inférieur à 1 pour les deux saisons ;

La saison sèche présente des valeurs de PLI supérieur à celles de la saison humide ;

Le dépôt 2 présente des valeurs du PLI supérieurs par rapport aux deux autres dépôts.

V-3.4. Analyse statistique

Pour notre étude, une ACP a été réalisé avec le logiciel XLSTAT en utilisant comme variables les paramètres physicochimiques influençant sur la mobilité et le comportement des métaux dans l'environnement à savoir : la matière organique (MO), les teneurs en argile, le pH, la capacité d'échange cationique (CEC), ainsi que les ETM à savoir : le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le plomb (Pb) et le zinc (Zn), et comme individus les 12 points prélevés au niveau de la décharge et du lac Tonga pendant les deux saisons (sèche et humide).

V-3.4.1. Saison sèche

L'analyse des résultats permet de constater que la majeure partie des informations est expliquée par les deux premiers axes factoriels (F1 et F2), qui expriment 68,15 % de la variance totale (avec 42,67 % pour le premier facteur et 25,48 % pour le deuxième facteur). (Figure 58).

La matrice de corrélation

L'analyse de la matrice de corrélation (Tableau 31), permet de noter de fortes corrélations entre les paramètres, il s'agit de : pH et argile (**0,634**) - pH et CEC (**0,630**) - pH et Cd (**0,613**)

- CEC et Zn (**0,606**) - Cu et Fe (**0,785**) - Cu et Zn (**0,657**) - Fe et Pb (**0,616**) - Fe et Zn (**0,579**).

L'analyse du plan factoriel

Sur le plan factoriel F1-F2

L'axe F1, est exprimé vers son pôle positif par le pH, MO, CEC, Fer et Zinc qui présentent de bonnes corrélations entre eux (Figure 58). Alors que l'axe F2 est défini par les teneurs en argile vers son pôle positif et les teneurs en plomb vers son pôle négatif.

Ces fortes corrélations permettent de dire que ces paramètres sont gouvernés par le même mécanisme. Ce mécanisme composé essentiellement par le pH et la CEC, pourrait être l'adsorption qui entraîne une rétention des métaux lourds sur la matière organique.

La carte factorielle des individus (échantillons), fait ressortir 2 groupes d'association, le premier comprend les points prélevés de la décharge obs3, obs4, obs5 et obs6 qui correspondent aux points (P1-2, P2-1, P2-2, P2-3) ayant de fortes concentrations en éléments étudiés, le second groupe se compose des points restant qui ont de faibles concentrations enregistrées, à savoir le point témoin ainsi que les points de jonction (figure 59), ce qui peut confirmer que les sols prélevés au niveau de décharge se distinguent des autres prélèvements et qu'ils sont plus riches en éléments traces métalliques.

Tableau 31 : Matrice de corrélation entre les variables étudiées sur l'ensemble des points prélevés durant la saison sèche

Variables	pH	MO%	Argile	CEC	Cd	Cu	Fe	Pb	Zn
pH	1								
MO%	0,506	1							
Argile	0,634	0,565	1						
CEC	0,630	0,546	0,500	1					
Cd	0,613	0,287	0,543	0,345	1				
Cu	0,292	0,143	-0,248	0,436	0,183	1			
Fe	0,173	0,246	-0,181	0,362	0,344	0,785	1		
Pb	-0,056	0,100	-0,104	0,345	0,220	0,529	0,616	1	
Zn	0,421	0,135	0,116	0,606	0,313	0,657	0,579	0,102	1

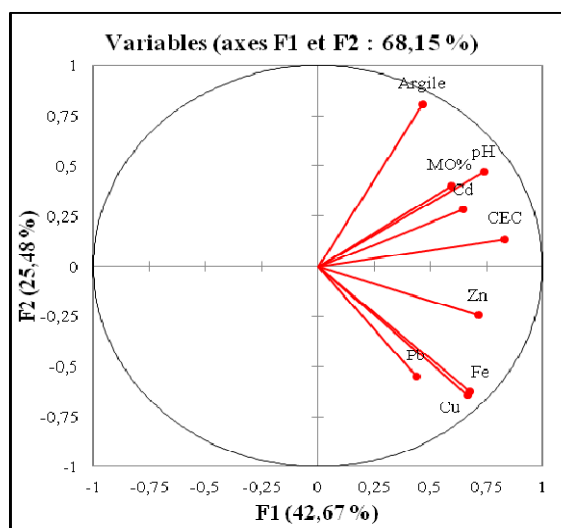


Figure 58. Répartition des variables sur le plan factoriel (saison sèche)

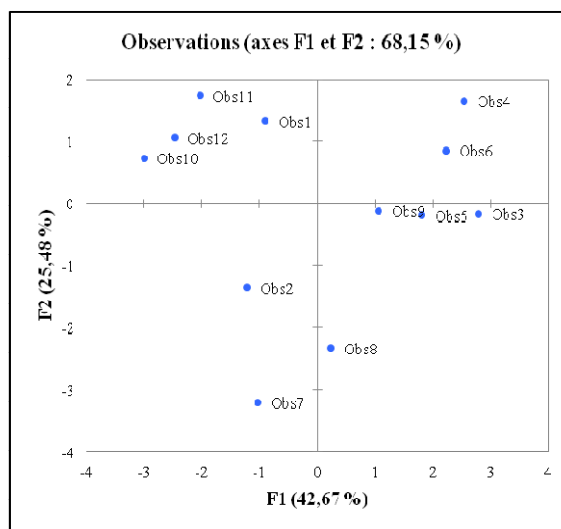


Figure 59. Répartition des individus sur le plan factoriel (saison sèche)

V-3.4.2. Saison humide

L'analyse des résultats permet de constater que la majeure partie des informations est expliquée par les trois premiers axes factoriels (F1, F2 et F3), qui expriment **71,3 %** de la variance totale (avec 35,46 % pour le premier facteur, 21,46 % pour le deuxième facteur et 14,38 pour le troisième facteur). (Figure 60).

La matrice de corrélation

L'analyse de la matrice de corrélation (Tableau 32), permet de noter de fortes corrélations entre les paramètres, il s'agit de : pH et Fe (**0,656**) - Cd et Zn (**0,619**) - Fe et Pb (**0,635**)

L'analyse du plan factoriel

Sur le plan factoriel F1-F2

Les deux premiers axes pris en considération pour décrire les corrélations entre les variables liées aux structures spatiales, détiennent 56,91 % de l'information totale avec respectivement 35,46 % pour l'axe 1 et 21,46 % pour l'axe 2.

L'axe F1, est exprimé vers son pôle positif par le pH, Cu, Fer et Pb qui présentent de bonnes corrélations entre eux (Figure 60). Alors que l'axe F2 est défini par le Cd et Zn vers son pôle positif et les teneurs en argile vers son pôle négatif.

Ces fortes corrélations traduisent l'influence du pH dans l'adsorption de ces métaux.

La corrélation entre les argiles et le groupe (Cd, Zn) est faiblement significative, ceci explique que ces deux éléments ne sont pas influencés forcément par la présence des argiles, mais seulement par le pH, sachant que la présence des argiles dans la zone d'étude est d'une manière générale faible.

En ce qui concerne la répartition des individus (échantillons), l'axe F1 sépare les points de jonctions des autres points prélevés (obs10, 11 et 12). Quant à l'axe F2, un groupe est formé de deux points de prélèvements, le P2-2 et le P3-1 (obs5 et7) considérer comme les points les plus contaminés par les métaux lourds.

Sur le plan factoriel F1-F3

Ce plan exprime 49,84 % de la variance totale et comprend les axe F1 et F3. L'axe F1 a été discuté précédemment. Avec une inertie de 14,38 % l'axe F3 est défini par un seul paramètre, qui est la CEC du côté positif (figure 60). Ce qui permet d'indiquer le rôle de cette dernière sur la disponibilité des métaux.

La carte factorielle des échantillons confirme la séparation des points qui ont de fortes concentrations en éléments étudiés des autres points ayant de faibles concentrations.

Tableau 32 : Matrice de corrélation entre les variables étudiées sur l'ensemble des points prélevés durant la saison humide

Variables	pH	MO%	Argile	CEC	Cd	Cu	Fe	Pb	Zn
pH	1								
MO%	-0,087	1							
Argile	-0,055	0,342	1						
CEC	-0,250	-0,163	-0,336	1					
Cd	0,356	0,111	-0,250	-0,375	1				
Cu	0,423	0,353	0,275	-0,482	0,045	1			
Fe	0,656	0,511	-0,019	-0,423	0,557	0,539	1		
Pb	0,483	0,528	0,025	-0,102	0,207	0,110	0,635	1	
Zn	-0,019	-0,048	-0,227	-0,082	0,619	-0,244	0,022	-0,176	1

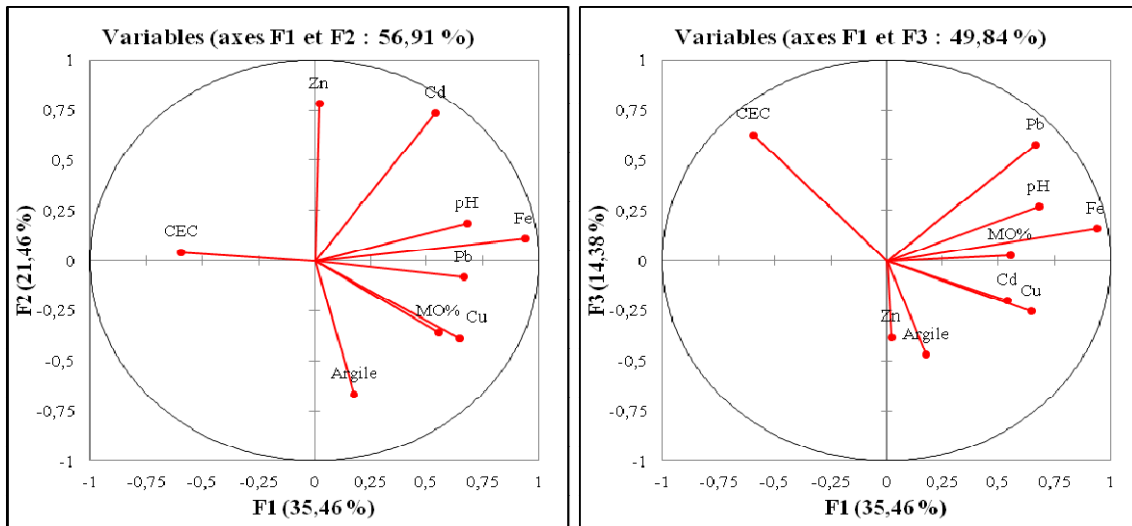


Figure 60 : Répartition des variables sur le plan factoriel (saison humide)

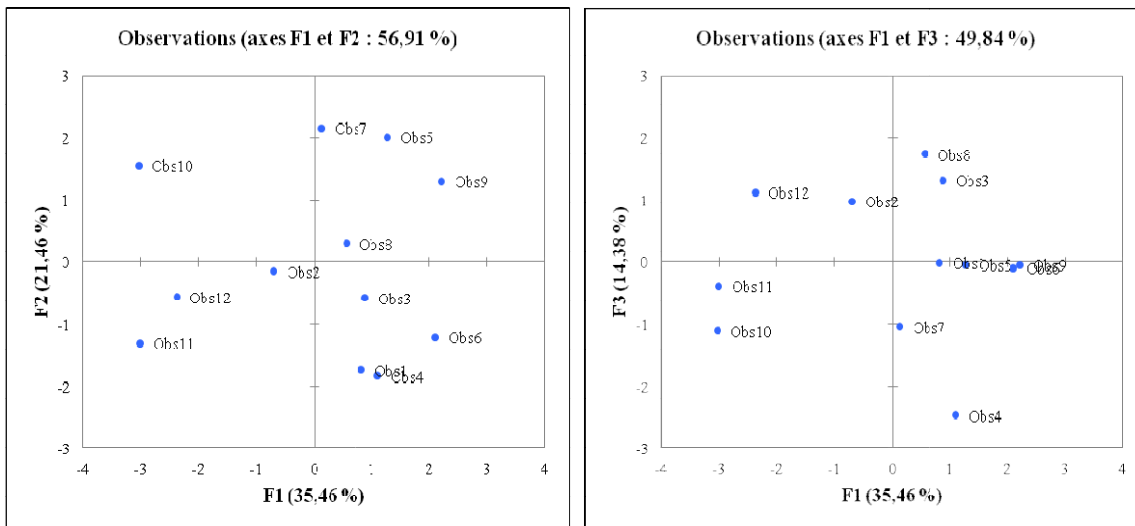


Figure 61. Répartition des individus sur le plan factoriel (saison humide)

V-4. Discussion

D'après les résultats obtenus il ressort que la décharge présente un impact négatif sur les sols recevant ses déchets, les résultats des analyses physicochimiques font ressortir que la décharge repose sur un sol limoneux perméable favorisant l'infiltration et la percolation des lixiviats issues de la décharge vers la nappe phréatique, cette situation se confirme par les faibles valeurs enregistrées pour l'humidité (faible rétention en eau), elles augmentent avec le taux d'argile, d'après **Duchaufour (1970)** les sols très riches en limons offrent une texture particulière souvent très défavorable ; la quantité de colloïdes minéraux est insuffisantes ainsi l'évaluation du taux de la matière organique présente des valeurs faibles, elles sont plus

importantes au niveau du dépôt 2, ce dernier est formé essentiellement par des déchets ménagers riches en matières organique ;

D'une manière générale le pH, est neutre à légèrement acide caractère commun des décharges, cela peut être dû à l'acide humique formé à partir de matière organique en décomposition (**Asibor Godwin et al., 2016**), ainsi qu'à une fermentation naturelle suite à la nature acide des déchets (**Bousmaha, 2006**). Ces pH sont relativement hostiles aux microorganismes pathogènes, ils favorisent la prolifération de microorganismes acidophiles ou à tolérance acide. Confirmant ce qui est déjà mentionné dans le chapitre précédent, selon (**Mejraoua & Zine, 2017**), les décharges ayant un pH qui varie entre 6,5 et 7,5 sont des décharge jeunes et ne sont pas encore stables ;

En ce qui concerne la conductivité électrique, d'après la classification de la qualité des sols selon l'échelle de **Durand (1983)**, les points de jonctions ainsi que le point témoin présentent un sol non salé, en contrepartie les points de la décharge présentent des valeurs de conductivité très élevées atteignant un maximum de 2435 μ S/cm au niveau du dépôt 2, cela est expliqué par la libération des sels solubles contenues dans déchets dans les sols.

La capacité d'échange cationique est l'une des principales propriétés d'un sol, elle représente la quantité maximale de cations de toutes sortes qu'un poids déterminé de 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⁺, elle est également un important facteur lié au sol. Une CEC élevée entraîne également une diminution de la dissolution et de la solubilisation des métaux donc limitent la disponibilité des métaux.

D'après les résultats obtenus, les sols de la décharge ont une capacité d'échange cationique (CEC) moyenne durant la saison humide et élevée durant la saison sèche, ces valeurs élevée de CEC est un indice de la richesse du sol en argile et en matière organique, cette dernière représente des valeurs importantes au niveau du dépôt 2 comprenant des ordures ménagères riche en matière organique, les résultats des analyses granulométriques et de la matière organique témoigne de cette situation, la variation de ces résultats dans l'espace est dû au propriétés physique du sol (type et altération de la roche), tandis que la variation saisonnière est dû probablement au phénomènes de dissolution et de ruissellement conséquent des facteurs climatique.

Ainsi, aux points ayant une CEC élevée, l'échange des cations est assez peu facile ce qui diminue la dissolution et la solubilisation de quelques métaux, en effet plus la CEC est élevée plus les éléments traces métalliques sont adsorbés ou complexés par les matières organiques, les argiles et les oxydes donc moins disponibles pour les plantes.

Aux autres points représentant une CEC moyenne, l'échange des cations est assez facile, ce qui rend le transfert des éléments traces facile et qui se trouvent à l'état libre, et donc assimilable par les plantes, ainsi que limité leurs disponibilités au sol.

Les résultats obtenues des teneurs en bases échangeables, a fait montrer la dominance du sodium et potassium durant les deux saisons et au niveau de la totalité des points échantillonnés, ces deux cations influencent la conductivité électrique, en effet nous pouvons constater qu'il existe une relation nette entre la conductivité électrique indice de salinité, avec les bases échangeables représentés essentiellement par le sodium ; cette relation concorde avec les teneurs en métaux lourds.

L'analyse des teneurs en éléments traces métalliques des sols superficiels échantillonnés au niveau de la décharge non contrôlée d'Oum Teboul et aux points de jonction au niveau du lac Tonga, a fait montrer une grande variation spatiotemporelle.

Le fer présente le métal dominant dans les sols de la décharge, la variation de sa concentration est supérieure de plusieurs fois à celles des autres métaux, ces fortes concentrations pourrait être dû à la nature des matériaux du substrat rocheux de la zone ainsi que le type des déchets qui sont majoritairement métalliques (résultats du chapitre précédent), qui sont représentés essentiellement par des rejets à base de métal aperçue dans la zone d'étude, ce qui peut entraîner une contamination du sol et un changement de sa structure par cet élément. Pour la santé humaine, le fer peut causer des conjonctivites, des problèmes de rétines s'il est en contact et reste dans les tissus. L'inhalation chronique de concentrations excessives de vapeurs d'oxyde de fer peut avoir comme conséquence le développement d'une pneumoconiose bénigne, particulièrement pour les ouvriers et ou les récupérateurs exposés.

En deuxième position, nous avons le plomb, considéré comme un des éléments les plus immobiles et sa teneur dans le sol est étroitement associée à des minéraux argileux, à des oxydes de Mn, à des hydroxydes d'Al et de Fe et à des matières organiques (**Yaylali-Abanuz, 2011**), Nous remarquons qu'il y ait une variation limitée de la concentration en plomb entre les trois dépôts, alors qu'entre les deux saisons la variation est ponctuelle (nette), ces concentrations se varient entre 51,2 et 565,3 mg/kg dans la saison humide et entre 78,7 et 537,7 mg/kg dans la saison sèche, ce qui est nettement supérieur aux valeurs limites (**Baize, 1997**), en effet le plomb a une tendance à s'accumuler dans les horizons riches en matière organique et plus particulièrement en surface des terrains. Les facteurs qui contrôlent sa mobilité et sa biodisponibilité dans les sols sont principalement le pH, les teneurs en argile et en matière organique, ainsi qu'une CEC élevée tendent à diminuer la mobilité du Pb dans le sol (**Cao et al., 2003, Ma et al., 2007**).

Les sources du Pb sont essentiellement liées aux déchets ménagères type industrielle issues de la métallurgie et la sidérurgie, ainsi que la présence des déchets d'électronique contribuent à l'enrichissement des sols par cet élément (**Veglio et al., 2003**), une autre source du plomb hors les déchets celle des rejets des véhicules dans l'atmosphère, ces derniers représentent presque 80% des émissions contre 4% représentés par les apports naturels (**Aranguren, 2008 ; Nriagu, 1996**), vue que la décharge se trouve très proche de la route, ce qui peut expliquer les fortes teneurs enregistrer au point témoin qui se trouve proche de la route ; les cendres d'incinération des déchets (liée à une gestion inadéquate des déchets) au niveau de la décharge de Kef Oum Teboul présente une autre source importante de contamination des sols par le Pb (**Mercier, 2000**).

l'USEPA a considéré en 1989 le Pb et ses dérivés inorganiques comme des matériaux potentiellement cancérogènes pour l'homme (**Pichard et al., 2003**). La présence du Pb dans l'environnement entraîne l'apparition d'un cycle non naturel plus étendu que le cycle naturel, posant de nombreux problèmes sur les équilibres mondiaux en plus des perturbations des fonctions du sol (**Lenntech, 2014**).

Les concentrations du zinc sont inégalement réparti entre les dépôts et entre les saisons (variation spatio-temporelle nette). Du fait que le zinc est un élément très facilement mobile dans les sols contaminés, il s'accumule principalement à la surface des sols et rarement en profondeur (**Snoussi, 2015**), en conséquence le zinc présente des concentrations élevées mais qui reste au tour de la valeur seuil.

La solubilité et la disponibilité de cet élément chimique dépendent du pH, de la quantité de la matière organique, des minéraux argileux et des hydroxydes, de l'humidité, de la salinité et de l'activité microbienne (**Adriano, 2001 ; Bisone, 2012**).

Les sources naturelles de Zn telles que l'altération des roches, le volcanisme et la végétation représentent environ 7% des émissions totales de Zn dans l'environnement. Cependant, l'extraction et le traitement du minerai, les activités industrielles, l'agriculture et l'incinération des déchets constituent les principales sources anthropiques de contamination. Tous les déchets contenant du Zn constituent des sources potentielles de contamination par cet élément suite à leur rejet non contrôlé ou leur incinération avec les ordures ménagères.

Dans notre zone d'étude la principale source du zinc peut être liée à l'incinération non contrôlée des déchets, ainsi que les déchets contenant cet élément notamment la présence des piles et batteries, ces derniers présentent une source anthropique importante du zinc qui peut contaminer le sol et les eaux souterraines (**EU Directorate general of the environment, 2004**). La saison sèche montre une concentration deux fois plus élevée de zinc dans le sol que

celle de la saison humide, les précipitations saisonnières peuvent limiter la concentration dans le sol pendant la saison des pluies.

Les teneurs en cuivre sont plus fortes dans la saison humide, la valeur maximale enregistré durant cette saison est au niveau du deuxième dépôt avec 66,1mg/l ; les concentrations enregistrées sont importantes mais restent sous la norme, cela pourrait être dû à une teneur relativement faible de ce métal dans les déchets solides déversés dans la décharge, de plus dans le sol, le Cu est fortement associé aux minéraux argileux, aux oxydes de fer, de manganèse et d'aluminium ainsi qu'aux carbonates et à la matière organique, rendant cet élément moins disponible en comparaison avec d'autres éléments métalliques (**ATSDR, 2004**).

La rétention du Cu dans les sols dépend principalement du pH du sol. En effet, la fixation du Cu aux composantes du sol est plus favorable à des pH neutres ou légèrement alcalins (**Adriano, 2001**), alors qu'il devient plus soluble dans des conditions acides, de ce fait, ses fortes teneurs en saison humide sont liées aux valeurs de pH enregistrés qui sont neutres à légèrement basique, tandis que dans la saison sèche sont légèrement acide à neutres.

Le cadmium montre des teneurs très élevées durant les deux saisons et dans tous les points échantillonnés de la décharge, même au niveau des points de jonctions.

Ses concentrations peuvent atteindre des valeurs maximales de 11 ppm, (au niveau des points P2-1 et P3-3) dépassant de loin les teneurs maximales admissible recommandée qui sont de l'ordre de 2 ppm (**Baize, 1997**) sachant que l'ingestion de 2 à 10g de Cd peut causer une sérieuse intoxication voir même la mort (**Baize, 2000**).

Le Cd est couramment utilisé comme pigment dans la peinture, les plastiques, les céramiques et fabrication de verre.

Le plus souvent le cadmium et le plomb ne sont pas corrélés au fer mais sont plus abondants dans l'horizon de surface que dans les autres horizons plus profonds.

Elle est cependant plus délicate pour le plomb et le cadmium car ces deux éléments sont presque toujours plus abondants dans l'horizon de surface que dans les horizons sous-jacents, sous cultures comme sous forêts. Cela est dû aux affinités particulières de Pb et Cd pour les matières organiques et pour une large part au recyclage biogéochimique naturel (**Baize, 2000**).

Le cadmium est en tête de la liste des métaux potentiellement toxiques. Même à de très faibles concentrations, une exposition chronique à ce métal peut entraîner une anémie, anosmie, maladies cardiovasculaires, problèmes rénaux et hypertension (**Sharma et al.; 2006**)

Le Cd est l'un des métaux les plus écotoxiques, présentant des effets très néfastes sur la santé du sol, l'activité biologique, le métabolisme végétal et animal, ainsi que la santé des humains **(Kabata-Pendias, 2000)**.

Les valeurs du facteur de contamination montrent que la plus part des métaux présentent des niveaux de contamination importantes voir très importantes, cela est observé au niveau des 3 dépotoirs, ces résultats peuvent être confirmés par le fait que les valeurs des métaux lourds sont supérieures aux recommandations, nous pouvons ressortir aussi que les dépôts 2 et 3 sont plus contaminé par les métaux que le dépôt 1, cela peut être expliqué par le type des déchets enfuis dans ces dépôts ; le dépôt 1 est le plus anciens, il contient des déchets anciens constituent principalement par des déchets plastique qui paraît plus ou moins inertes, tandis que les dépôts 2 et 3 sont plus récents et ils reçoivent toujours les déchets de tous types (résultats du chapitre précédent), d'autre par la position (situation géomorphologique) des dépôts qui favorise le déplacement et la descente des déchet du dépôt 1 vers les dépôts 2 et 3. Aux points de jonctions le degré de contamination par les métaux est réduit, en effet l'accumulation des métaux lourds dans les sols est étroitement liée à la distance de la source de pollution **(Bhuiyan et al., 2010, Wang et al.; 2010)**, expliqué par le rôle que joue le sol dans la rétention de certains éléments sur son complexe adsorbant, ainsi par l'effet de certaines plantes qui jouent un rôle dans l'accumulation de certains métaux lourds.

L'indice PLI calculé pour tous les points échantillonnés montre d'une part que le sol de la décharge est pollué, tandis que le sol au niveau des points de jonctions n'est pas pollué, d'autre part il montre que la saison sèche est plus la polluée que la saison humide, cela peut être expliqué par :

L'effet de la température (en saison sèche les métaux se fixent) ;

La précipitation (dilution et transfert des métaux) ;

La pente (ruissellement et lessivage des métaux).

V-5. Conclusion

L'évaluation analytique de la pollution générée par la décharge non contrôlée du Kef Oum Teboul sur les sols qui l'héberge d'une part et sur les sols des berges du lac Tonga d'autre part, a été réalisée suite à une caractérisation physicochimique et une analyse de la teneur en éléments métallique de ces sols.

Les résultats obtenus ont permis d'en donner un bref résumé :

Concernant les propriétés physicochimiques des sols prélevés, elles influencent la distribution et la mobilité des métaux du fait de :

Les valeurs de pH >6 les métaux sont immobile, alors au pH acide ils sont très mobiles ;

Les sols riches en MO favorisent la fixation des métaux ;

Les faibles teneurs en argile présentent une faible rétention des métaux, ce qui correspond à une forte infiltration (migration verticale des métaux) ;

L'inclinaison du terrain favorise la descente des déchets et des métaux libérés (migration horizontale des métaux)

Les pluies en saison humide favorisent la dissolution des métaux et le ruissellement (migration verticale et horizontale des métaux)

La capacité d'échange élevée tendent à diminuer la mobilité des métaux dans le sol (**Cao *et al.*, 2003 ; Ma *et al.*, 2007**).

En ce qui concerne l'analyse des métaux :

Les métaux sont aléatoirement distribués dans tous les points échantillonnés, ce qui reflète une grande hétérogénéité spatiale et saisonnière.

Dans les sols de la décharge (riche en déchets), les teneurs en métaux (Cd, Cu, Fe, Pb et Zn) présentent des valeurs très importantes qui dépassent dans la plupart des temps les limites fixés, alors que les points de jonctions présentent des faibles concentrations.

Les résultats des calculs des indices pollution (pour tous les points et tous les métaux) fait ressortir que :

La décharge présente un degré de pollution modéré ;

La saison sèche est plus contaminée que la saison humide ;

La contamination en métaux présente la tendance suivante : Cd > Pb > Fe > Zn > Cu ;

Les dépôts 2 et 3 sont plus contaminés que le dépôt 1 ;

Les points de jonctions ne présentent pas une contamination en métaux ;

D'une manière générale, une fois ces métaux sont libérés dans le sol, ils peuvent alors migrer soit vers la nappe phréatique par infiltration, soit vers les plantes par absorption et s'introduire dans la chaîne alimentaire, d'où la nécessité d'une intervention immédiate afin de prendre les mesures appropriées pour limiter la propagation de la situation.

Conclusion générale et perspectives

Conclusion générale

L'étude d'impact de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul sur l'environnement d'une manière générale et sur les sols qui l'abrite d'une manière particulière est basée sur les tâches suivantes :

Une étude de l'évolution spatiotemporelle de la décharge durant la dernière décennie ;

Un diagnostic simplifié avec une caractérisation des déchets ménagers qui la compose ;

Une évaluation analytique de la pollution des sols de la décharge et des berges du lac Tonga ;

Les résultats obtenus ont permis de constater que la décharge est encore jeune et son âge ne dépasse pas les 20 ans, sa création a commencé suite à l'accumulation des groupements de déchets jetés clandestinement sur une zone discrète possédant un accès facile et loin des agglomérations, elle s'évolue très rapidement dans le temps ainsi que dans l'espace, en effet sa surface s'est étendue (multiplié) de plus de 8 fois au bout de 12 ans et continue toujours à progresser, les résultats obtenus ont permis également de constater que l'évolution de la superficie de la décharge se fait par rapport à celle de la forêt présentant ainsi la dégradation de cette dernière, d'où nécessite une intervention immédiate.

Le diagnostic réalisé au niveau de la décharge et le milieu environnant dévoile l'état actuel de la décharge non contrôlée et décrit l'impact existant, il a permis de déterminer les menaces environnementales que la décharge exerce sur l'environnement, suite aux déchets présents sur site, ainsi que l'emplacement de la décharge qui favorise le déversement des déchets vers la partie aval de la zone créant ainsi de nouveaux dépôts, la facilité de l'accès vers la décharge encourage les rejets des déchets, le substrat sur lequel elle est implantée est inadéquat pour recevoir des déchets, il favorise l'infiltration et la dispersion des déchets. Nous diagnostiquons aussi le déversement des déchets à ciel ouvert est incontrôlé d'où la présence de tout type de déchets, la gestion de la décharge est limitée et très mauvaise, elle se limite au brûlage non contrôlé des déchets. La composition de des déchets constituant la décharge démontre que le métal et le plastique sont les fractions dominantes des déchets qui présentent une source potentiel de polluants à savoir les métaux lourds, ainsi que leurs incinération à l'air libre contribue à aggravé la situation, présentant un risque réel de contamination du sol, de la végétation et de l'atmosphère environnant.

La caractérisation physicochimique et l'analyse de la charge métallique des sols de la décharge ont permis de constater que les teneurs des sols en métaux présentent des valeurs importantes qui dépassent dans la plupart des temps les limites fixés, leurs distributions spatiotemporelle est hétérogène, et influencées par les paramètres physicochimique du sol, où

nous pouvons citer le pH, la matière organique et la CEC, ainsi que la différence saisonnière influence sur cette hétérogénéité, nous enregistrons que la saison sèche est plus contaminée que la saison humide.

Notre étude a porté aussi sur l'évaluation de l'impact de la décharge sur les berges du lac Tonga. Les résultats ont montré que les points prélevés ne présentent pas une contamination en métaux. En effet, une fois les métaux ont pénétré dans les sols, ils peuvent être soit infiltrer vers la nappe phréatique, soit absorbé par la végétation, ainsi que la grande distance qui se trouve entre le point source (la décharge) et les points de jonctions.

Ces résultats peuvent être utilisés comme un outil de base pour mettre un plan de gestion approprié, d'amélioration et d'exploitation de la décharge afin de réduire son impact sur l'environnement. Nous jugeons nécessaire une étude détaillée et plus poussée pour évaluer le degré de la contamination des sols, de la végétation et de l'eau, ainsi que celle de l'atmosphère.

Perspectives

Eu égard aux impacts mentionnés, l'étude réalisée sur les impacts de la décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul nous permet de proposer, sous réserve d'études environnementales complémentaires, des travaux de réaménagement et fermeture définitive de la décharge, afin de réintégrer le site dans le paysage.

Les études environnementales devraient porter sur l'évaluation du potentiel du biogaz, l'évaluation de la pollution générée par la production des lixiviats sur les eaux superficielles souterraines, ainsi que sur l'évaluation de la pollution des horizons profondes des sols au sein de la décharge.

Les travaux de réaménagement devraient porter sur :

- En premier lieu, l'installation d'une clôture et la pose d'un portail afin d'arrêter le dépôt non contrôlée des déchets, ainsi que limiter la pénétration des récupérateurs et les animaux qui se nourrissent de la décharge ;
- L'enlèvement des déchets superficiels (les plus encombrants et les plus polluants) et leur transfert vers des centres appropriés ;
- La valorisation d'un grand nombre de déchets ;
- La mise en place d'un procédé de compactage des déchets domestiques pour en réduire le volume ;
- Le nivellement et mise en forme du site ;

- L'installation d'un fossé périphérique à la décharge, qui permettrait de détourner les eaux de ruissellement qui convergent vers le site ;
- L'apport de couches de remblais puis de terre végétale ;
- La plantation d'essences arborées et arbustives adaptées au site (chêne-liège).

Cette étude nous permet aussi de suggérer aux décideurs politiques et administratifs locaux et régionaux qu'il faudrait :

- Mettre en place des mesures institutionnelles, dont le rôle est de susciter les pollueurs (qui apportent les déchets) à adopter un comportement responsable et moins polluant en les sensibilisant en matière d'hygiène, de collecte, ramassage, transport, stockage, et triage des déchets ;
- Organiser un procédé conduisant à une bonne gestion des déchets qui implique une stratégie de collecte, triage et mise en décharges publiques contrôlées ;
- Evoluer le gisement des déchets recyclables, afin de valoriser un grand nombre de déchets par la création de filières de récupération par matériaux ;
- Mettre en place une politique concernant la protection des eaux (superficielles et souterraines), du sol et de l'atmosphère afin de limiter toute contamination.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

A

Abuelgasim A A, Ross W D, Gopal S & Woodcock C E (1999). "Change detection using adaptive fuzzy neural networks: Environmental damage assessment after the Gulf war", *Remote Sensing of Environment*, vol. 70, n° 2, 208-223.

Adam C & Vasel J L (1998). Caractérisation de la toxicité des lixiviats d'ordures ménagères. *Revue la Tribune de l'eau*, ISSN 0776-1155.

Adani F, Genevini P I & Tambone F (1995). A new index of organic matter stability. In : De Bertoldi M, Sequi P, Lemmes B, Papi T, editors. *Composting science & utilization*. European Commission. International Symposium. Blackie Academic and Professional. London UK, vol. 3, no 2, p. 25-37.

ADEME (1993). "MODECOM : Méthode de caractérisation des ordures ménagères."

ADEME (2000). Techniques de gestion des déchets ménagers.

ADEME (2001). Gérer le gaz de décharge. Techniques et recommandations, guides et cahiers techniques. Angers : ADEME, 148 p.

Adriano D C. Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry bioavailability and risks of metals. Second Edition, Springer-Verlag, Berlin, Allemagne, 883 p.

Aina M, Matejka G, Hilligsmann S & Thonart P (2006). Caractérisation physico-chimique de l'état de dégradation de déchets stockés dans une décharge sèche (zone semi-aride) : site expérimental de Saaba (Burkina Faso). *Déchets - revue francophone d'écologie industrielle - trimestriel - n° 47*. 39p.

Akouwerabou (2007). Optimisation du système de gestion des déchets solides municipaux de la commune urbaine de Ouagadougou. Mémoire - DEA en économie. Université de Ouagadougou.

Albrecht R (2007). Co-compostage de boues de station d'épuration et de déchets verts : Nouvelle méthodologie du suivi des transformations de la matière organique. Thèse de doctorat. Université de droit, d'économie et des sciences - Aix-Marseille III.

Alcock R E & Jones K C (1993). Polychlorinated biphenyls in digested UK sludges. *Chemosphere* 25, 2199-2207.

Alloway B J (1995). Soil processes and the behaviour of heavy metals. In Alloway, B. J. (Ed.). Heavy metals in soils. Chapman & London, p11-35.

ALPE-TOGO. Association de Lutte pour la Protection de l'Environnement au Togo, pollution des sols. <http://alpe-togo.e-monsite.com/pages/documentation/la-pollution-des-sols.html#uAUOq8EVuZm03zFG.99>. [En ligne] consulté en Mars 2018.

Amokrane A (1994). Épuration des lixiviats de décharge. Prétraitement par coagulation-floculation. Traitement par Osmose inverse. Post-traitement par incinération. Thèse, Institut National des Sciences Appliquées LCPAE Lyon, France, 286p.

ANDI (2016). (Agence Nationale de Développement de l'Investissement) : Annuaire statistique de la wilaya d'El-Tarf.

Aouadi H (1989). La végétation de l'Algérie Nord-Orientale : histoire des influences anthropiques et cartographie à 1/200000. Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier-Grenoble. 108p.

Aranguren S (2008). Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers. Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique, Thèse de doctorat de l'Université de Toulouse III -Paul Sabatier, Toulouse, France, 489 p.

Asibor G, Edjere O & Ebighe D (2016). Leachate characterization and assessment of surface and groundwater water qualities near municipal solid waste dump site at Okuvo, Delta State, Nigeria. *Ethiopian Journal of Environmental Studies and Management*. 9. 523. 10.4314/ejesm.v9i4.11.

ATSDR (2004). Toxicological profile for Copper. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, TP-91-03, Atlanta, USA, 314 p.

B

Baath E (1992). Measurement of heavy metal tolerance of soil bacteria using thymidine incorporation into bacteria extracted after homogenization-centrifugation, *J. Soil Biology and Biochemistry*. 24 (1992) 1167-1172.

Bahroun S (2007). Impact des eaux usées urbaines et industrielles sur les eaux naturelles dans la région d'El-Tarf, Thèse Magister, Univ Annaba.

- Bahroun S & Kherici Bousnoubra H (2011).** Évaluation de l'indice de pollution organique dans les eaux naturelles cas de la région d'el Tarf (Nord-Est Algerien). *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n° 09, Décembre 2011, pp. 171-178.
- Bai X Y, Wang S J & Xiong K N (2013).** Assessing spatial–temporal evolution processes of karst rocky desertification land: indications for restoration strategies, *Land Degrad. Dev.*, 24, 47–56, 2013.
- Baize D (1997).** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétation. INRA Éditions, Paris, 410 p.
- Baize D (2000).** Teneurs totales en « métaux lourds » dans les sols français. Résultats généraux du programme Aspitet. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 39, 39-54.
- Baize D & Sterckeman T (2002).** Importance de la détermination du fond pédogéochimique pour évaluer la pollution des sols par des métaux. L'exemple du site de Dornach. Rencontre nationale de la recherche sur les sites et sols pollués. Paris. ADEME, (décembre 2002) p6.
- Bakare A A, Mosuro A A & Osibanjo O (2005).** An in vivo evaluation of induction of abnormal sperm morphology in mice by landfill leachates, *Mutat.Res.-Gen. Tox. En.*, 582, 28–34.
- Barlaz M A, Rooker A P, Kjeldsen P, Gabr M A & Borden R C (2002).** Critical evaluation of factors required to terminate the postclosure monitoring period at solid waste landfills, *Environmental Science and Technology* 36 (16), 3457-3464.
- Barres C (1990).** Les lixiviats de décharges. Le point des connaissances. *Techniques Sciences Méthodes - L'eau*, 85(6), 289-313.
- Barres C, Marisp J & Johnsonr J (1990).** Behaviour of wastes in landfill sites: study of the leaching of selected industrial wastes in large scale test cells, Edmon (London):- Department of the environment- Water. Res. Lab, Technical note, N°69, 26p.
- Barriuso E, Calvet R, Schiavon M & Soulas G (1996).** Les pesticides et les polluants organiques des sols Transformations et dissipation, Forum "Le sol, un patrimoine menacé ?" Etude et Gestion des Sols, Numéro spécial, Paris, 24 octobre 1996. P 279-296.
- Baudelet M (2004).** « Les nouvelles législations sols en Région wallonne et en Région de Bruxelles-Capitale : aspects comparatifs et étude de cas ». Mémoire de maîtrise, Bruxelles, Université Libre de Bruxelles, 79 p.

- Beck R A & 13 others (1995).** Stratigraphic evidence for an early collision between northwest India and Asia: *Nature*, v. 373, p. 55–58.
- Belair J (De) (1990).** Structure, fonctionnement et perspective de gestion des quatre éco-complexe lacustres et marécageux (El-Kala, Est Algérien). Thèse de doctorat, Univ. De Montpellier 2.
- Belevi H & Baccin P (1989).** Long term leachate emission from landfill solid waste. In: Christensen H, Cossu R, Stegmann R, editors. *Landfill of waste: leachate*. London: *Elsevier applied science*, p. 441-83.
- Belevi H, Staimpfli, D M & Baccini E (1992).** Chemical behaviour of municipal solid waste incinerator bottom ash in monofills. *Waste Management and Research* 10, 153-167.
- Benslama M (1993).** Contribution à l'étude de la couverture Eco-pédologique et de la matière organique dans la différenciation des sols en milieu humide sous couvert forestier (Bassin version du lac Tonga P.N.E.K) extrême Est Algérien Thèse. Magister Agro INA 152p.
- Bentouili Y (2007).** Inventaire et qualité des eaux des sources du parc national d'El Kala (nord.est algérien). Thèse Magister, Univ Badji mokhtar Annaba.
- Benyacoub S (1993).** Ecologie de l'avifaune forestière nicheuse dans la région d'El-Kala (Nord-Est Algérien). Thèse de Doctorat, Univ. De Dijon, 285p.
- Benyacoub S & Chabi Y (2000).** Synthèse : diagnose écologique de l'avifaune du Parc National d'el Kala. Université Badji Mokhtar Annaba. Edition «Vigator communication » /98 pages.
- Bhuiyan M A, Islam M, Dampare S B, Parvez L & Suzuki S (2010).** Evaluation of hazardous metal pollution in irrigation and drinking water systems in the vicinity of a coal mine area of northwestern Bangladesh.
- Bisone S (2012).** Décontamination de sols contaminés par du Cu du Zn et des HAP provenant de déchets métallurgiques. Thèse de doctorat en sciences de la Terre INRS, Québec, Qc, Canada, 209 p.
- Bliefert C & Perraud R (2009).** Chimie de l'environnement: air, eau, sols, déchets. De Boeck, Bruxelles, Belgique, 478 p.
- Bourrelier P H & Berthelin J (2008).** Contamination des sols par les éléments en traces: les risques et leur gestion. Rapport n°42 à l'Académie des Sciences. Paris, France : Lavoisier Tec & Doc, p440.

Bozkurt S, Moreno L & Neretnieks I (2000). Long-term processes in waste deposits, *The Science of the Total Environment* 250, 101-121

Brabant P (2008). Activités humaines et dégradation des terres. Collection Atlas Cédérom. Indicateurs et méthode. IRD, Paris.

Brosseau J & Heitz M (1994). Trace gas compound emissions from municipal landfill sanitary sites. *AtmosEnviron*; 28 (2) : 285-93.

Bryant M P (1979). Microbial methane production. Theoretical aspects. *Journal of Animal Science*, 48(1), 193-201.

C

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

Calvet R (2003). Le sol : propriétés et fonctions, France Agricole Editions, p. 82-84.

Cao X, Ma L, Chen M, Hardison D & Harris W (2003). Weathering of lead bullets and their environmental effects at outdoor shooting ranges. *J. of Environ. Quality*, 32: 526-534.

Chakravarty M & Patgiri A D (2009). Metal Pollution Assessment in Sediments of the Dikrong River, N.E. India. *Journal of HumanEcology*, 27, 63-67.

Charnay F (2005). Compostage des déchets urbains dans les Pays en développement : élaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost. Thèse de doctorat. Université de Limoges, 277 p.

Chassagnac T (2005). Réhabilitations des décharge-diagnostic et approfondi, technique de l'ingénieur, G2681. Editions T.I. Paris, France.

Chen Y & Inbar Y (1993). Chemical and spectroscopic analyses of organic matter transformations during composting in relation to compost maturity. *Science and engineering of composting: design environmental, microbiological and utilization aspect*. Worthington: Renaissance Publications, p. 551-600.

Christensen T H, Cossu R & Stegman R (1996). Landfilling of waste: biogas. London : FN SPON, 840 p.

Christensen T H, Kjeidsen R, Bjergp L, Jensend L, Christensenj B, Bauna A, Albrechtsenh J & Heron G (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Appl Geochemistry*, N° 16, p. 659-718.

Christiane M (2009). La composition du sol. [en ligne] URL :<https://www.jarrige.fr/la-composition-du-sol/>. (Page consulté le 15/12/2018).

Climate Data (2018). Climat El Kala. [en ligne] URL: <https://fr.climate-data.org/location/44432/#climate-table>. (Page consultée le 04/09/2018).

Colin F (1985). L'or et les formations superficielles du Gabon. Communication présentée aux "Journées Réflexion Or" à Libreville, Gabon. Note ORSTOM, 13 p., non publié.

Coppin P, Jonckheere I, Nackaerts K, Muys B & Lambin E (2004). Digital Change Detection Methods in Ecosystem Monitoring: A Review. *International Journal of RemoteSensing - INT J REMOTE SENS.* 25. 1565-1596. 10.1080/0143116031000101675.

Cornu S & Clozel B L (2000). Extractions séquentielles et spéciation des éléments trace métalliques dans les sols naturels. Analyse critique. *Étude et gestion des sols.* 7 (2000) p179-189.

D

DA Dapola Evariste Constant (2003). «La pollution à Ouagadougou : essai de synthèse», Cahiers du centre d'études et de recherche en lettres, Sciences humaines et sociales (CERLESHS), Université de Ouagadougou, p. 280-300.

Darling C T & Thomas V G (2003). The distribution of outdoor shooting ranges in Ontario and the potential for lead pollution of soil and water. *Science of the Total Environment*, 313: 235-243.

Debazac E F (1959). La végétation forestière de la Kroumirie. Station de Recherches et Expériences forestières, Nancy.

Décret n° 96-1008 du 18 novembre 1996 relatif aux plans départementaux d'élimination des déchets ménagers et assimilés.

Décret n° 2002-540 du 18 avril 2002, relatif à la classification des déchets.

Demougeot-Renard H (2004). De la reconnaissance à la réhabilitation des sols industriels pollués: Estimations géostatistiques pour une optimisation multicritère, 2004. *Abbildungen: zahlreiche Abbildungen, z.T. farbig.* ISBN: 978-3-7281-2914-7.

- Dent D, Hartemink A & Kimble J (2007).** Earth Sciences for Society Foundation, Leyde, Pays-Bas.
- Dermont G, Bergeron M, Richer-Lafleche M & Mercier G (2010).** Remediation of metal-contaminated urban soil using flotation technique. *Sci. Total Environ.*, 408(5): 1199-1211.
- Desachy C (2001).** Les déchets (sensibilisation à une gestion écologique). Paris 2^{ème} édition. 68 p.
- Dessachy C (1994).** Les déchets en 1994. *Techniques, Sciences et Méthodes - L'Eau*, 11, 603-609.
- Deunevy J P (1987).** Les lixiviats de décharges : Approche méthodologique de leurs toxicités aiguës en fonction des différents modes de traitement. Thèse. 3^{ème} cycle, INSA. Lyon. France, 333p.
- Diagabate S (2009).** Analyse de la situation de l'assainissement dans les quartiers défavorisés d'Abidjan : Cas du quartier Sagbé dans la commune d'Abobo, mémoire de DEA de géographie, option Environnement, Université d'Abidjan Cocody, 60p.
- Directive du Conseil n° 1999/13/CE** du 11 mars 1999 relative à la réduction des émissions de composés organiques volatils dues à l'utilisation de solvants organiques dans certaines activités et installations. JOCE n° L85 du 29 mars 1999, rect. JOCE n° L 188 du 21 juillet 1999 et rect. JOCE n° L 87 du 8 avril 2000.
- Djemaci B (2012).** La gestion des déchets municipaux en Algérie : Analyse prospective et éléments d'efficacité. Thèse de doctorat. Sciences de l'environnement. Université de Rouen, Français.
- Donadieu P (2016).** « Les sols peuvent-ils devenir des biens communs ? » *Natures Sciences Sociétés* 2016;24(3):261-269. DOI:10.1051/nss/2016025 9 p.
- Dosso M (2019).** « SOLS - Dégradation des sols », Encyclopédie Universalis [en ligne], consulté le 26 juillet 2019. URL : <http://www.universalis.fr/encyclopedie/sols-erosion/>
- Doumont D & Libion F (2006).** Impact sur la santé des différents polluants : quels effets à court, moyen et long terme ? Série de dossiers techniques. Ecole de santé Publique – Centre « Recherche en systèmes de santé ». Réf. : 06-38. 46 p.
- Duchaufour P (1970).** Précis de Pédologie. Masson, Paris.

Durand J H (1954). Les sols du bassin versant du lac Tonga (Carte au 1/50.000ème) S.E.S, ALGER, Note techniques.12 p.

Durand J H (1983). Les sols irrigables, Agence de coopération culturelle et technique. P.U. France, 190 p.

E

El Baghdadi M, Barakat A & Rais A (2015). Impact of Solid Waste Dump of Beni-Mellal city on Sediments and Soil at Sabeq River .*Journal of Materials and Environmental Science.* 6 (11) (2015) 3371-3381. ISSN : 2028-2508 CODEN: JMESCN.

El Fadel M, Findikakis A N & Leckie J O (1997). Environmental impacts of solid waste landfilling. *J Environ Manag*1997 ; 50 (1) : 1-25.

Envans J L (1989). Chemistry of metal retention by soil, *J. Environ Sci Technol.* 23 (1989) 1046-1056.

F

Fladrin J (1952). La chaîne atlasique de la bordure Nord du Sahara. Aperçu d'ensemble congrès géologique international n° 19. Alger n° 14. 80p.

G

Gausse H (1958). Notice de la carte internationale du tapis végétale : feuille Tunis- Sfax. Bull. Serv. Carte phytogéographique, série A.t.3.

Ghassemi M, Quinlivan S & Bachmaier J (1984). Characteristics of leachate from hazardous waste landfills. *J. Environ. Sci. Health.* Vol. 19, N°5, p. 579-620.

Gouhier J (2005). "Déchet" dans "Dictionnaire des Notions" EncyclopaediaUniversalis Paris.

Girard M C, Walter C, Rémy J-C, Berthelin J & Morel J-L (2011). Sols et environnements, Dunod, 2011. ISBN: 9782100549009, 896P.

Grisey E (2013). Impact de l'évolution des déchets d'une installation de stockage de déchets non dangereux sur l'environnement - Site d'étude : l'ISDND d'Etueffont (Territoire de Belfort - France). Thèse de doctorat. Ecologie, Environnement. Université de Franche-Comté, 2013.

Guemiza K (2013). Décontamination à l'échelle pilote des particules fines de sols de buttes de tir à l'arme légère pollués en Cu, Pb, antimoine et Zn par lixiviation acide et saline. Mémoire de maîtrise, INRS, Université du Québec, Québec, QC, Canada, 168 p.

Gueye I (2013). Application de la Télédétection aérospatiale pour l'évaluation de la dégradation des ressources naturelles : cas des sols de la région de Kaolack située dans le Bassin arachidier du Sénégal. Université Cheikh Anta DIOP de Dakar.

H

Han F, Banin A, Su Y, Monts D L, Plodinec M J & Ge K W T (2002). Industrial age anthropogenic inputs of heavy metals into the pedosphere. *Naturwissenschaften*, 89: 497-504.

He X T, Traina S I & Logan T I (1992). Chemical properties of municipal solid waste composts. *J Environ Qual*1992 ; 21 : 318-29.

Hester R E & Harrison R M (2011). Chapter 1. Marine environment and human health: an overview. In : Allen JI, editor. *Marine pollution and human health*. RCS Publishing, Thomas Graham House, Science Park, Milton Road, Cambridge CB4 0WF, UK, p. 1-24.

Hillel D (1988). L'eau et le sol, principes et processus physiques. Edition Academia, p294.

I

Ibncherif H (2006). Contribution à l'étude palynologique des sédiments tourbeux du MaraisdeBourdim (Complexe Humide d'El-Kala, N.E Algérien) : Histoire de la végétation et du paléoenvironnement. Thèse Magister, Univ Annaba.

INRA. L'Institut National de Recherche Agronomique, le guide de la prévention, intitulé "Rejets et pollution agricole" n° S-08.

INRA (2002). GESTION DES DECHETS. [en ligne] Adresse de consultation de ce guide : www.sdfp.Lnet.fr.

Iskandar I K (2001). Environmental restoration of metals-contaminated soils. Lewis Publishers-CRC Press LLC, Boca Raton, Floride, USA, 304 p.

J

Jauzein M, Fex I & Wiart J (1995). Les micro-polluants organiques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines. Ademe, Direction de la Communication, Paris, 224 p.

Jeannot R, Lemiere B & Chiron S avec la collaboration de : **Augustin F & Darmendrail D (2001)**. Guide méthodologique pour analyse des sols pollués (Document du BRGM 298). Editions BRGM.

Johannessen L M & Boyer G (1999). "Observations of solid waste landfills in developing countries: Africa, Asia and Latin America." Washington D.C, The World Bank. 47.

Johnson C A, Moench H, Wersin P, Kugler P & Wenger C (2005). Solubility of antimony and other elements in samples taken from shooting ranges. *J. of Env. Quality*, 34(1): 248-254.

Joleaud (1936). Etude géologique de la région de Bône et de la calle Bull. Serv. Carte géol. De l'Algérie. 200 P.

Jupsin H, Praet E & Vasel J L (2002). Caractérisation des lixiviats de CET et modélisation de leur évolution. Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management 7-10 January 2002, Tunis (EPCOWM'2002), p.884-896.

K

Kabata-Pendias A (2001). Trace Elements in Soils and Plants, Third Edition (2001). CRC Press, Boca Raton, USA.

Kasuku W, Bouland C, De Brouwer C H, et al., (2016). Étude de l'impact sanitaire et environnemental des déchets hospitaliers dans 4 établissements hospitaliers de Kinshasa en RDC. P 25-33. *DechetsSci Tech* 2016 ; 71. doi: 10.4267/déchets-sciencestechniques. 3357.

Kauarkleite L A (1990). Réflexion sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole. *Doct. Ing, Ecole. Ponts et Chaussées. France*, 342p.

Kehila Y, Mezouari F, Aina M & Matejka G (2010). Landfilling- A solution for Municipal Solid Waste Management in Algeria. *Waste Management*. 30. 2396-2400.

Khattabi H, Aleya L & Mania J (2002). Lagunage naturel de lixiviat de décharge. *Sciences de l'eau*, 15/1, 411-419.

Khattabi H, Mania J, Aleya L, Bouchaou L, Murdy J S & Grisey H (2001). Apport de certains traceurs physico-chimiques à l'étude de la contamination des eaux souterraines par les lixiviats de décharges. *Environmental Technology*, Vol. 23.

Kherici (1993). Précis en agronomie Ed, mir.

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

L

Labar S (2002). Contribution à la caractérisation et au contrôle de la pollution industrielle à la wilaya d'El Tarf cas des unités de transformations et de conservation de la tomate dans proceeding du séminaire sur la chimie pour l'environnement, Tiaret le 16,17 & 18 décembre.

Labar S (2003). Contribution à l'identification des aires inondables et qualité physico-chimiques des eaux stagnantes temporaires dans la vallée de la Mafragh « Extrême Nord Est Algérien » thèse de Magister. Univ Annaba 111p.

Lagabrielle E, METZGER P, MARTIGNAC C et al., (2007). Les dynamiques d'occupation du sol à La Réunion (1989-2002), *Mappemonde*, 2007-2, numéro 86.

Lal R (1997). *Advances in Soil Science; Methods for assessment of soil degradation*, 407-422p.

Lambin E (1996). « Change detection at multiple temporal scales : seasonal and annual variations in landscape variables », *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, volume 62, numéro 8, pp 931-938.

Laner D, Crest M, Scharff H, Morris J W F & Barlaz M A (2012). A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills, *Waste Management* 32, 498-512.

Lano (2014). Laboratoire Agronomique de Normandie. Capacité d'échange cationique/ CEC, Disponible à : http://www.lano.asso.fr/web/capacite_dechange_cationique.html, [consulté en Novembre 2014].

Laporte-Saumure M, Martel R & Mercier G (2010). Evaluation of Physicochemical Methods for Treatment of Cu, Pb, Sb, and Zn in Canadian Small Arm Firing Ranges Backstop Soils. *Water Air SoilPoll*, 213(1-4): 171-189.

Lemière B, Seguin J J, Le Guern C, Guyonnet D, Baranger P, Darmendrail D, & Conil P (2001). Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. BRGM/RP-50662-FR février 2001. ([16] [archive]) [PDF] 177 p.

Lenntech (2014). Plomb-Pb, propriétés chimiques, effets sur la santé et l'environnement. Disponible à l'adresse: <http://www.lenntech.fr/periodique/elements/pb.htm> (consulté en Août 2014).

Levasseur B, Chartier M, Blais J F & Mercier G (2006). Metals removal from municipal waste incinerator fly ashes and reuse of treated leachates. *J. of Environ. Eng. Asce*, 132: 497-505.

Lisk D J (1993). Environmental effects of landfills. *Sci Total Environ* ; 100 : 415-68.

Logan T J & Traina S J (1993). Trace metals in agricultural soils. In *Metals in groundwater*, Edition Lewis Publishers; p309-347.

M

Ma L, Hardison D, Harris W, Cao X & Zhou Q (2007). Effects of soil property and soil amendment on weathering of abraded metallic Pb in shooting ranges. *Water Air and Soil Pollution*, 178: 297-307.

MATE (2003). Ministère d'aménagement du territoire et environnement, le guide des techniques communales pour la gestion des déchets ménagers et assimilés.

MATE (2004). « Atelier international sur le nouveau mode de gestion des déchets municipaux : Le Centre d'Enfouissement Technique (CET) », janvier 2004.

Matejka J (2004). Expected benefits of prepared modernization of electrical traction supply system, Railway Conference 2004 Symposium, Prague. (Original version: Ocekavane prinosy pripravovane modernizace napajeci soustavy elektricke trakce, Sbornik conference Zeleznice 2004, Praha).

McLean J E & Bledsoe B E (1992). Behavior of metals in soils. United States, Environmental Protection Agency. Technology Innovation Office Superfund Technology Support Center for Ground Water, EPA/540/S-92/018, USA, 25 p.

Mehdi M (2008). Caractérisation de la décharge publique de Tiaret-Algérie et son impact sur la qualité des eaux souterraines ; Thèse de doctorat. Univ de Annaba.

Mehdi M, Belabbed BE, Djabri L, Hani A & Laour R (2007). Caractéristiques de la décharge publique de la ville de Tiaret et son impact sur la qualité des eaux souterraines. *Courrier Savoir* 2007 ; 8 : 93-9.

Mejraoua Z & Zine N E (2017).Caractérisation Physico-chimique Du Lixiviat De La Décharge Non contrôlée De Meknès. *European Scientific Journal* November 2017 edition Vol.13, No.33 13p. [URL:http://dx.doi.org/10.19044/esj.2017.v13n33p154](http://dx.doi.org/10.19044/esj.2017.v13n33p154)

Mercier G (2000). Disponibilité des métaux dans les sols et prévision du rendement d'enlèvement par des techniques minéralurgiques, Thèse de Doctorat, Université Laval (Québec, QC, Canada)- INSA (Toulouse, France), 273 p.

Mercier G, Blais J F & Chartier M (2007). Pilot-scale decontamination of soils polluted with toxic metals by mineral processing technology and chemical leaching. *J. Environ. Eng. Sci.*, 6(1): 53-64.

McLean J & Bledsoe J (1992). Behavior of Metals in Soils, Ground Water Issue, EPA/549/S-92/018, USEPA, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC.

Miquel Gérard M (2001). Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport d'information n° 261. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. France, 365 p. 2001.

Monas I, Caillard J-F & Lesaffre B (2004). Plan National Santé Environnement, rapport final de la commission d'orientation, Agence Française de sécurité sanitaire environnementale, 246 pages.

N

Nefar F (1991). Contribution à l'analyse phytoécologique du lac bleu (vieille calle). Mémoire d'ingénieur d'Etat, Université Annaba.

Nevenka M, Bozena C, Marijan A, Svjetlana A & Zdenkan T (1998). Assessment of groundwater contamination in the vicinity of a municipal solid waste landfill (Zagreb, Croatia). *Water SciTechnol* ; 37 (8) : 37-44.

Nieboer E & Richardson D (1980). The replacement of the descriptive term "Heavy Metals" with biologically and chemically significant classification of metal ions, *J. Environ Pollution*. 1 (1980) 3-26.

Norme AFNOR NFX 30-466 (2005). Déchets ménagers et assimilés - Méthode de caractérisation - Analyse sur produit sec.

Nriagu J O (1996). A History of Global metal Pollution. *Science*, 272 no. 5259, 223 p.

O

O'Connell D W, Birkinshaw C & O'Dwyer T F (2008). Heavy metal adsorbents prepared from the modification of cellulose: A review. *Bioresource Technology*, 99(15), 6709–6724.

Ojima D, Moran E, McConnell W, Stafford Smith M, Laumann G, Morais J & Young B (2005). Global Land Project, science plan and implementation strategy. IGBP report n°53 - IHDP report 19, 65 p.

Othmani A (2000). Typologie et cartographie des zones humides de la Numidie orientale. Thèse de Magister. Univ Annaba.

Ozanne F (1990). Les lixiviats de décharge, le point des connaissances en 1990. *Techniques, Sciences et Méthodes - L'Eau*, juin 1990, 289-312.

Ozenda F (1975). Sur les étages de végétations dans les montagnes du bassin méditerranéen. Documentation de cartographie écologique, Univ. De Grenoble, XVI : 1-32.

P

Pearson R G (1963). Physical and inorganic chemistry: hard and soft acids and bases, *J. Am. Chem.Soc.* 85 (1963) 3533-3539.

Perron V & Hébert M (2007). Caractérisation des boues d'épuration municipales – Partie II: Éléments traces métalliques. *Vecteur Environnement*, 40: 42-46. 2007.

Pichard A, Bisson M, Hulot C, Lacroix G, Lefèvre J, Magaud H, Oberson-Geneste D,

Sbaa M, Chergui H, Melhaoui M & Bouali A (2001). Tests d'adsorption des métaux lourds (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) sur des substrats organiques et minéraux de la ville d'Oujda. *Actes Inst. Agron. Vet.*, 21(2): 109-119.

Piedrafita C & María V (2007). La pollution ponctuelle des sols : Le cas des stations-service dans la Région de Bruxelles-Capitale. Mémoire de Fin d'Etudes.

Pillet G & Longet R (1989). Les sols. Faciles à perdre et difficiles à regagner. Genève, Société suisse pour la protection de l'environnement, collection : Dossiers de l'environnement, volume III, 135 p.

Platt R V & Goetz A H (2004). "A Comparison of AVIRIS and Landsat for Land Use Classification at the Urban Fringe." *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 70(7), 813-819.

R

Rainelli P (1996). Pollution des Sols : Problèmes Economiques, Forum « Le Sol, un patrimoine menacé ? ». Etude et Gestion des Sols 3, 4, Paris, 24 octobre 1996 Numéro spécial 307-320INRA - Unité d'Economie et Sociologie Rurales de Rennes - 65, rue de St-Brieuc - 35042 Rennes cedex.

Ramade F (1993). Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'environnement. Paris, France : Edition Science, p822.

Rand T, Haukohl J & Marxen U (2000). "Municipal Solid Waste Incineration - A decision Maker's Guide." Washington D.C, World Bank. 14. Raviv.

Record (2002). Aide à la définition des déchets dits biodégradables, fermentescibles, méthanisables, compostables, n° 00-0118/1A, p1-150.

Renou S, Poulain S, Gagnaire J, Marrot B & Moulin P (2008). Lixiviat de centre de stockage : déchet généré par des déchets, L'Eau, l'Industrie, les Nuisances 310, 37-43.

Roger P & Jacq V (2000). Introduction à la bioremédiation des sols, des eaux et de l'air. Université de Provence AIX-Marseille 1. E.S.G.B.M.A - E.S.I.L. Luminy.

Ross W R (1990). Factors influencing the chemical characteristics of landfill leachates. *Water SA*, Vol. 16, No. 4, pp 275-280.

S

Sbaa M, Chergui H, Melhaoui M & Bouali A (2001). Tests d'adsorption des métaux lourds (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) sur des substrats organiques et minéraux de la ville d'Oujda. *Actes Inst. Agron. Vet.*, 21(2): 109-119.

Scholes J D, Lee P J, Horton P & Lewis D H (1994). Invertase: understanding changes in the photosynthetic and carbohydrate metabolism of barley leaves infected with powdery mildew. *New Phytologist* 126:213-222.

Sharma R K, Agrawal M & Marshall F (2006). Heavy metal contamination in vegetables grown in wastewater irrigated areas of Varanasi, India. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 2006, 77, 312-318.

Smith E, Naidu R & Alston A M (1998). Arsenic in the soil environment, *a review*, *AdvAgron.* 64 (1998) 149-195.

Snoussi R (2015).Enlèvement des métaux présents dans la fraction fine de sols contaminés par des cendres d'incinération (Ba, Cu, Pb, Sn, Zn) de déchets municipaux. Thèse de maîtrise Université du Québec 229p.

Sotamenou J (2005). Efficacité de la collecte des déchets ménagers et agriculture urbaine et périurbaine dans la ville de Yaoundé, mémoire de DEA, université de YAOUNDE II, 75p.

SSSA : Soil Science Society of America. [en ligne] (consulté le 27 juillet 2019). URL: <https://jardinierparesseux.com/tag/evolution-du-sol/>.

Swati, Ghosh P, Das M T & Thaku I S (2014). In vitro toxicity evaluation of organic extract of landfill soil and its detoxification by indigenous pyrene-degrading *Bacillus* sp. ISTPY1, *Int. Biodeter. Biodeg.*, 90, 145–151.

Syed H R, Dilara K, Tanveer MA, Mohammad Shahidul I, Mohammad Aminul A, Tieman G E, Brubackgw, Davis K A & Weidner C H (1990). Stability of vertical piggyback landfill expansions. In :Arvid Landva G, Knowles F D., editors. *Geotechnics of waste fills – Theory and practice*. ASTMSTP 1070. Philadelphia: American Society for Testing and Material.

T

Ta Thu Thuy (1998). Pour une gestion efficace des déchets dans les villes Africaines, les mutations à conduire, *Les cahiers PDM*, 59 p.

Taylor R & Allen A (2006). Waste disposal and landfill: Potential hazards and information needs, World health Organization, *Protecting Groundwater for Health: Managing the Quality of Drinkingwater Sources*, eds. Schmoll, O., Howard, G., Chilton, J., Chorus, I., IWA Publishing, London, UK, chapter 12, 339-362.

Thomas F (1975). Annaba et sa région. Thèse de Doctorat d'état. Univ. De Saint-Etienne, 720p.

Thomaz E L & Luiz J C (2012). Soil loss, soil degradation and rehabilitation in a degraded land area in Guarapuava (Brazil), *Land Degrad. Dev.*, 23, 72–81.

Thonart P, Diabaté SI, Hiligsmann S & Lardinois M (2005). Guide pratique sur la gestion des déchets ménagers et des sites d'enfouissement technique dans les pays du sud. IEPF ; 22-42.

Thonart P, Neuray G & Gaspard J (1988). Procédé continu d'épuration d'effluents méthanisables. Brevet belge, sous le n° provisoire 08800720.

Thonart P, Steyer E, Drion R & Hiligsmann S (1998). La gestion biologique d'une décharge. 590/591.

Tomlinson D L, Wilson J G, Harris C R & Jeffrey D W (1980). Problems in the assessments of heavy metal levels in estuaries and formation of a pollution index. *Helgol Meeresunters*, 33:566-575.

Toubal O S (1986). Phytoécologie, biogéographie et dynamique des principaux groupements végétaux au massif de l'Edough (Algérie Nord-oriental). Cartographie au 1/25000. Thèse de Doctorat de 3^{ème} cycle. Univ. De Grenoble, 109p.

Turner II B L, Lambin E F & Reenberg A (2007). The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. *PNAS*, vol.104, n°52, pp.20666-20671.

U

USEPA (2011). Agence américaine de protection de l'environnement (the United States Environmental Protection Agency [EPA]).

USEPA (2007). Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report, 12th Ed. Dans: Solid Waste and Emergency Response, US. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA, 66 p.

V

Vaillancourt G-G, Séguin M & Maheu L (1999). La gestion écologique des déchets. La presse de l'université de Montréal, Canada / 224P.

Vandamme A (2011). La réhabilitation des sites pollués en Région bruxelloise : Etude des instruments financiers et focus sur les fonds d'investissement. Mémoire de Master, Bruxelles, Université Libre de Bruxelles, 102 p.

Veglio F, Esposito A & Reverberi A P (2003). Standardisation of heavy metal biosorption tests: Equilibrium and modelling study. *Process Biochemistry*. 38. 953-961. 10.1016/S0032-9592(02)00235-2.

Vila J M (1980). La chaîne alpine d'Algérie orientale et des confins Algéro-tunisiens. Thèse de doctorat d'État Sc. Université Paris VI, 1980, 663 p.

W

Waas E (1996). "Valorisation des déchets ménagers organiques dans les quartiers populaires des villes africaines." Genève, Suisse, SKAT.142.

Wang X Q, He M C, Xie J, Xi J H & Lu X F (2010). Heavy metal pollution of the world largest antimony mine-affected agricultural soils in Hunan province (China). *J. Soil. Sediment.* 10(5), 827–837.

West M E, Brown K W & Thomas J C (1998). Methane production of raw and composted solid waste in simulated landfill cells. *Waste ManagRes* ; 16 (5) : 430-6.

Wissing M, Dor P, Pana A, Ralet J P & Piérart P (ND). Les effets de l'incinération des déchets sur la santé. Disponible à : <http://www.synecdoc.be/alt/bempt/diox03.html>. [page consulté en janvier 2018]

Woomer PL & Swift M J (1994). The Biological Management of Tropical Soil Fertility. J. Wiley and Sons, Chichester, U.K. 243 pp.

Y

Yaylali-Abanuz G (2011). Heavy metal contamination of surface soil around Gebze industrial area, Turkey. *Microchem. J.* 2011, 99, 82–92.

Z

Zaafour M D (2012). Impact des décharges non contrôlées sur les zones humides de la région d'El-Tarf, thèse de Magister. Univ Annaba.

Zellagui S (2016). Pyrolyse et combustion de solides pulvérisés sous forts gradients thermiques : Caractérisation de la dévolatilisation, des matières particulaires générées et modélisation. Autre. Université de Haute Alsace-Mulhouse.

Zmirou D, Beausoleil, de Coninck P, Déportes I, Dor F, Empereur-Bissonet P, Hours M, Keck G, Lefebvre L & Rouisse L (2003). Déchets et sols pollués. In : Environnement et santé publique - Fondements et pratiques, pp. 397-440. Gérin M, Gosselin P, Cordiers S, Viau C, Quénel P, Dewailly E, rédacteurs. Edisem / Tec & Doc. Acton Vale / Paris.

Zurbrugg C (1996). Solid Waste Management in Developing Countries. Proceeding of the 7th Annual Solid Waste Association of North America (SWANA) on Waste Reduction, Prevention, Recycling and Composting, Washville, Tennessee: 39-149.

Zurbrugg C & Schertenleib R (1998). Main Problems and Issues of Municipal Solid Waste Management in Developing Countries with Emphasis on Problems Related to Disposal by Landfill. Paper presented at Third Swedish Landfill Research Symposia, Lulea, Sweden.

Annexes

ANNEXE 1

Caractéristiques générales des échantillons de sol au niveau des 3 dépôts

Dépôt 1 :

Dépôt 1	pH	CE	H%	MO%	Argile	Limon	Sable
01	7,01	191,63	3,37	30,69	15,2	67,6	14,83
02	7,29	102,3	2,95	12,86	45,6	0,4	60,8
03	7,27	64	0,95	7,07	8,4	39,6	49,16
04	6,85	165,43	3,11	10,1	21,2	9,6	69,21
05	7,01	167,43	5,89	17,26	29,6	9,2	57,51
06	7,11	231	5,37	19,61	21,2	12,4	69,14
07	7,18	200,33	2,94	16,66	18	18,4	46,03
08	7,23	147,1	3,39	17,31	36,4	9,2	61,64
09	7,13	147	5,87	15,06	31,6	15,6	60,76
10	7,32	378,67	5,07	20,5	31,2	11,2	64,33
11	7,19	141,8	6,59	24,59	48,8	4,8	50,39
12	7,37	168,07	4,17	12,12	61,6	15,2	51,02

Dépôt 2 :

Dépôt 2	pH	CE	H%	MO%	Argile	Limon	Sable
01	7,64	132,67	1,91	11,79	43,2	10,4	65,55
02	6,99	1155,67	2,69	12,68	26	9,6	72,84
03	7,35	499,33	1,29	7,63	32	37,6	39,25
04	7,17	1202	2,53	9,06	54,4	4,8	74,89
05	7,54	416,67	1,61	12,3	27,2	35,2	67,25
06	7,51	171	2,56	21,31	46,4	0,8	62,61
07	7,36	255,67	2,05	13,18	65,2	5,6	48,72
08	7	287	1,71	13,07	26	22,4	40,72
09	7,09	2053,33	1,32	9,7	26	12	66,48
10	7,14	384,67	0,57	5,86	25,6	11,2	62,28
11	7,64	586,5	5,06	2,8	23,2	0,8	74,61
12	7,66	156,17	2,42	9,48	22,4	9,6	76,65
13	7,33	1337,17	5,92	12,86	26,8	6,4	74,93
14	7,63	374,17	2,54	12,06	30,8	18	58,05
15	6,92	705,5	1,78	1,7	35,6	15,2	62,12
16	7,18	1072,84	1,26	5,02	31,6	11,2	63,11
17	7,66	543,5	3,34	13,46	50,4	32,8	27,99
18	7,61	577,5	2,86	5,48	33,2	8,8	71,07
19	7,66	548,84	4,62	9,26	46,4	15,6	35,39

Dépôt 3 :

Dépôt 3	pH	CE	H%	MO%	Argile	Limon	Sable
01	6,35	173,67	0,52	2,98	12	40	50
02	6	57,33	0,99	6,45	13,2	32,8	58,58
03	6,81	243,67	2,73	5,71	20	35,6	47,81
04	7,03	153,33	0,91	4,38	13,6	34,8	52,57
05	6,7	85,33	1,33	6,14	12,4	33,6	59,8
06	7,19	178,67	1,36	8,62	14	40,8	45,24
07	7,15	198,33	1,67	9,38	30,8	9,6	67,2
08	6,85	196	1,43	10,89	30	6	73,46
09	6,84	161,67	1,12	8,35	32	11,2	79,27
10	7,21	200	0,91	6,15	24	6,8	69,46

ANNEXE 2

Caractéristiques générales des échantillons de sol mesurés au niveau de la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Points	Saison sèche				Saison humide			
	pH	CE	H%	MO%	pH	CE	H%	MO%
P0	5,65	204,6	3,8	18,56	5,46	397	9,6	21,9
P1-01	6,06	219	1,5	2,82	7,04	178	4,44	4,54
P1-02	6,78	211	2,12	11,68	8,3	172	2,54	9,74
P2-01	7,49	538,33	3,08	12	7,17	639	3,06	5,18
P2-02	7,33	1639	2,66	19,33	7,01	2435	2,42	9,48
P2-03	7,59	676	1,74	13,92	7,83	461	5,92	12,86
P3-01	4,58	245,66	1,3	2,7	6,81	126	1,32	5,18
P3-02	6,16	212,66	1,12	2,94	7,78	122	2,48	3,84
P3-03	7,11	1190	0,8	6,5	8,51	142	2,8	5,92
J1	5,61	53,6	0,54	3,92	6,05	137,6	2,54	1,66
J2	6,36	279	1,2	3,32	5,81	496,6	0,54	3,44
J3	6,1	57	1,14	4,52	6,29	139	0,12	1,4

P0 : point témoin ; P : point d'échantillonnage ; J : point de jonction

ANNEXE 3

Résultats des analyses de la capacité d'échange cationique des échantillons de sol mesurés au niveau de la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Points	Saison sèche			Saison humide		
	S	T	S/T	S	T	S/T
P0	6,39	10,8	59,17	9,85	11,06	89,10
P1-01	0,708	10,6	6,68	0,83	16	5,19
P1-02	1,4925	47,2	3,16	0,82	15	5,47
P2-01	7,634	32	23,86	1,45	5,2	27,88
P2-02	8,536	29,8	28,64	3	12,4	24,19
P2-03	2,87	33,2	8,64	8,67	11,4	76,05
P3-01	2,66	11,4	23,33	9,29	10	92,90
P3-02	2,212	16,8	13,17	4,1	12	34,17
P3-03	4,79	10,2	46,96	4,55	8,4	54,17
J1	3,12	8,4	37,14	2,14	14,09	15,19
J2	4	10,2	39,22	3,05	15,17	20,11
J3	2,82	15,02	18,78	2,47	14,09	17,53

P0 : point témoin ; P : point d'échantillonnage ; J : point de jonction

Valeurs des bases échangeables des échantillons de sol mesurés au niveau de la de la zone d'étude durant la saison sèche et humide

Points	Saison sèche				Saison humide			
	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺⁺	K ⁺⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺⁺	K ⁺⁺
P0	1,48	1,85	26,85	28,98	1,81	2,53	44,05	40,70
P01-1	2,64	0,75	0,08	3,21	1,50	1,50	0,00	2,19
P01-2	1,02	1,44	0,01	0,70	1,07	2,13	0,00	2,27
P02-1	0,25	0,58	12,50	10,53	2,31	1,54	11,15	12,88
P02-2	0,34	0,39	16,24	11,68	1,13	0,16	11,13	11,77
P02-3	0,41	0,43	3,86	3,95	1,75	0,18	36,67	37,46
P03-1	1,93	0,18	10,79	10,44	1,20	1,80	43,50	46,40
P03-2	0,69	0,21	5,95	6,31	1,33	1,00	14,75	17,08
P03-3	1,57	0,20	22,35	22,84	1,31	1,43	24,40	27,02
J1	2,38	0,95	15,24	18,57	4,26	1,99	3,97	4,97
J2	1,57	0,39	17,84	19,41	2,64	2,37	6,92	8,18
J3	2,13	0,80	7,46	8,39	1,42	4,97	4,68	6,46

P0 : point témoin ; P : point d'échantillonnage ; J : point de jonction

ANNEXE 4

Teneurs en métaux (mg/kg) mesurées dans les échantillons de sol au niveau de la zone d'étude durant la saison sèche

Points	Cd	Cu	Fe	Pb	Zn
P0	5	0,5	754,1	818,9	56,3
P1-01	4	9,4	798,4	189,2	42,8
P1-02	6	18	797,2	185,8	295,9
P2-01	11	8,6	755,8	347	152,5
P2-02	4	21,9	779,1	287,5	72,6
P2-03	9	9,8	802,3	213,2	138,9
P3-01	5	15,3	812,9	537,7	31,1
P3-02	3	20,1	804,2	131	298
P3-03	11	17,7	793,5	48,7	168,1
J1	3	0,5	653,7	3,9	7,1
J2	4	1,1	665	4,8	17,3
J3	4	0,4	645,7	3,8	10,2

P0 : point témoin ; P : point d'échantillonnage ; J : point de jonction

Teneurs en métaux (mg/kg) mesurées dans les échantillons de sol au niveau de la zone d'étude durant la saison humide

Points	Cd	Cu	Fe	Pb	Zn
P0	4	25,1	780,6	547,7	77,4
P1-01	4	41,4	759,1	180,6	47,8
P1-02	4	20,9	794,3	538,4	97,6
P2-01	4	53,6	761,7	167,8	64,6
P2-02	9	7,7	815,1	544	262
P2-03	5	66,1	793,5	473,3	83,5
P3-01	8	26,3	774,3	51,2	207,6
P3-02	4	17,1	809,5	565,3	47,1
P3-03	8	24,5	813,2	538,7	149,8
J1	4	0,6	613,1	2,5	320,3
J2	3	0,7	637,7	4,4	16,8
J3	3	0,5	625,5	410,2	7,1

P0 : point témoin ; P : point d'échantillonnage ; J : point de jonction

ANNEXE 5

Valeurs du facteur de contamination et indice de pollution du sol au niveau de la zone d'étude durant la saison sèche

Points	CF _{Cd}	CF _{Cu}	CF _{Fe}	CF _{Pb}	CF _{Zn}	PLI
P0	1,00	1	1	1	1	1
P1-01	0,80	18,8	1,06	0,23	0,76	1,23
P1-02	1,20	36	1,06	0,23	5,26	2,22
P2-01	2,20	17,2	1,00	0,42	2,71	2,13
P2-02	0,80	43,8	1,03	0,35	1,29	1,75
P2-03	1,80	19,6	1,06	0,26	2,47	1,89
P3-01	1,00	30,6	1,08	0,66	0,55	1,64
P3-02	0,60	40,2	1,07	0,16	5,29	1,85
P3-03	2,20	35,4	1,05	0,06	2,99	1,71
J1	0,60	1	0,87	0,0047	0,13	0,20
J2	0,80	2,2	0,88	0,01	0,31	0,31
J3	0,80	0,8	0,86	0,0046	0,18	0,22

P0 : point témoin ; P : point d'échantillonnage ; J : point de jonction

Valeurs du facteur de contamination et indice de pollution du sol au niveau de la zone d'étude durant la saison humide

Points	CF _{Cd}	CF _{Cu}	CF _{Fe}	CF _{Pb}	CF _{Zn}	PLI
P0	1	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
P1-01	1	1,65	0,97	0,33	0,62	0,80
P1-02	1	0,83	1,02	0,98	1,26	1,01
P2-01	1	2,14	0,98	0,31	0,83	0,88
P2-02	2,25	0,31	1,04	0,99	3,39	1,19
P2-03	1,25	2,63	1,02	0,86	1,08	1,26
P3-01	2	1,05	0,99	0,09	2,68	0,88
P3-02	1	0,68	1,04	1,03	0,61	0,85
P3-03	2	0,98	1,04	0,98	1,94	1,31
J1	1	0,02	0,79	0,00	4,14	0,20
J2	0,75	0,03	0,82	0,01	0,22	0,12
J3	0,75	0,02	0,80	0,75	0,09	0,24

P0 : point témoin ; P : point d'échantillonnage ; J : point de jonction

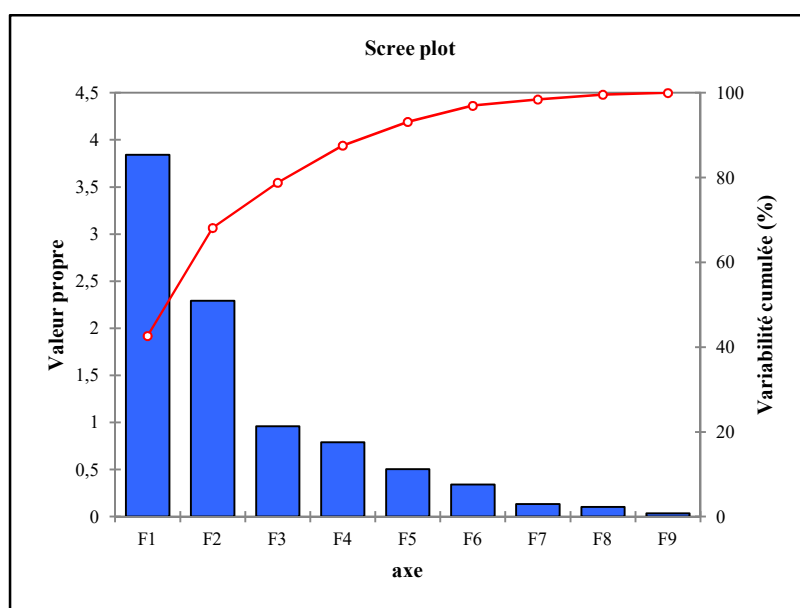
ANNEXE 6

Résultats de l'analyse de l'ACP établis par le logiciel "XLSTAT 2016 "

Saison sèche :

Répartition de l'inertie entre les axes des paramètres mesurés dans la saison sèche

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9
Valeur propre	3,841	2,293	0,959	0,789	0,503	0,343	0,133	0,102	0,037
Variabilité (%)	42,672	25,481	10,661	8,764	5,590	3,809	1,479	1,135	0,409
% cumulé	42,672	68,153	78,814	87,578	93,168	96,977	98,456	99,591	100,000



Approche graphique de l'ACP des paramètres mesurés dans la saison sèche selon les plans (F1-F9)

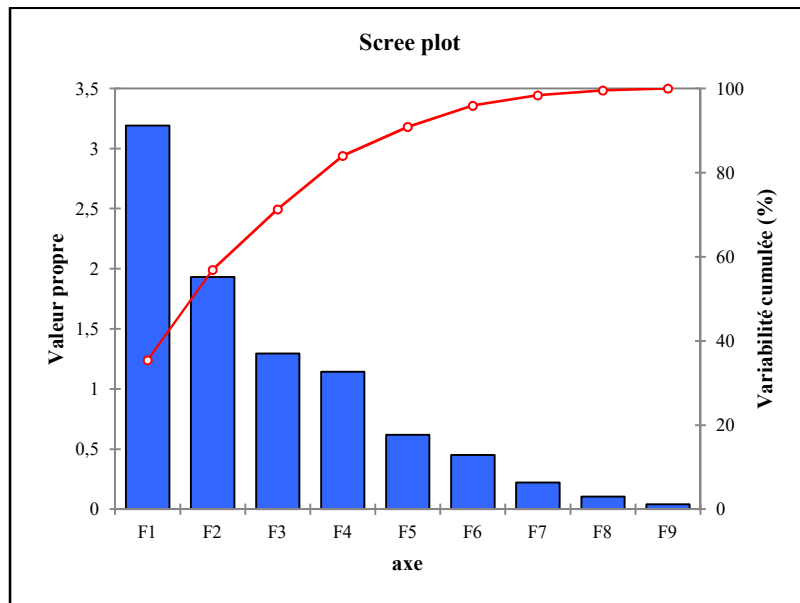
Coefficients de corrélations entre les variables et les axes principaux (F1xF2) dans la saison sèche

	F1	F2
pH	0,741	0,472
MO%	0,592	0,402
Argile	0,466	0,810
CEC	0,834	0,138
Cd	0,648	0,282
Cu	0,669	-0,642
Fe	0,677	-0,620
Pb	0,438	-0,546
Zn	0,715	-0,245

Saison humide :

Répartition de l'inertie entre les axes des paramètres mesurés dans la saison humide

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9
Valeur propre	3,191	1,931	1,294	1,144	0,620	0,452	0,222	0,104	0,041
Variabilité (%)	35,458	21,455	14,382	12,717	6,885	5,024	2,467	1,153	0,458
% cumulé	35,458	56,913	71,295	84,012	90,897	95,921	98,388	99,542	100,000



Approche graphique de l'ACP des paramètres mesurés dans la saison humide selon les plans (F1-F9)

Coefficients de corrélations entre les variables et les axes principaux (F1-F3) dans la saison humide

	F1	F2	F3
pH	0,681	0,185	0,271
MO%	0,555	-0,355	0,029
Argile	0,177	-0,665	-0,467
CEC	-0,594	0,045	0,629
Cd	0,542	0,738	-0,199
Cu	0,647	-0,386	-0,251
Fe	0,937	0,109	0,159
Pb	0,667	-0,083	0,577
Zn	0,023	0,783	-0,381

ANNEXE 7

Modèle d'une « fiche vide » à remplir sur terrain

DESCRIPTION GENERALE

Nom de la station : ; Nom de la commune :
Coordonnées GPS du site :
Occupation du sol dominante : ; Contexte :
Géologie : ; Géomorphologie :
Hydrologie : ; Nappe :
Environnement : ; Type de substrat dominant :

DONNÉS GÉNÉRALES SUR LE SITE (DECHARGE)

Superficie :
Vocation de la zone :
Type :
Etat d'aménagement :
Type de déchets :
.....
.....
Nature des déchets :
.....
.....
Accessibilité du site : ; Etat :
Proximité et abord immédiat :
Agglomération : ; Distance: ; Orientation :
Autre : Lac ; Distance : ; Orientation :
Type d'exploitation :
Clôture : ; Gardiennage : ; Présence d'envols :
Présence des fuites :
Qualité d'exploitation :
Les impacts de la décharge :
Sur l'homme :
Sur la faune :
Sur la flore :

Résumés

Résumé

La gestion des déchets solides est l'un des problèmes les plus difficiles à gérer par les pays en développement, qui souffrent de graves problèmes de pollution, causés par la production de grandes quantités de déchets. En Algérie, la mise en décharge est considérée comme la filière principale d'élimination des déchets. Le pays compte plus de 3 200 décharges non contrôlées implantées à travers le territoire national, la région d'El Tarf considérée comme sensible au niveau paysagère, compte plusieurs décharges non contrôlées implantées pour presque chaque zone humide, constituant ainsi un risque de contamination, l'objectif général de ce travail contribue à la détermination de l'impact d'une de ces décharges, celle de Kef Oum Teboul sur les milieux naturels environnants censés comme sensibles.

Notre étude se répartit en trois parties :

La première partie est une étude d'évolution spatiotemporelle de la décharge, afin de comprendre les stades de sa progression. La seconde partie vise à une description de l'état actuel de la décharge. Elle se traduit par la réalisation d'un diagnostic et une évaluation qualitative et quantitative des déchets présents dans la décharge. Quant à la dernière partie, elle s'intéresse à l'évaluation de la pollution générée par la décharge suite à une série d'analyses des sols de la décharge.

D'après les résultats obtenus il ressort que :

La décharge non contrôlée de Kef Oum Teboul ayant plus d'une décennie de sa naissance continue à recevoir des déchets de tous types, ce qui accélère son extension d'une façon anarchique au détriment du milieu naturel qui abrite une biodiversité riche et diversifiée ;

Le diagnostic montre que la majorité des déchets sont constitués de métaux et de plastiques (29 et 30 %), considérés comme sources majeures de pollution des sols et de l'eau, qui peuvent avoir des conséquences néfastes pour l'environnement. Cependant, ces déchets peuvent être récupérés et valorisés. Les autres déchets représentent de faibles portions considérées comme banales et peuvent être récupérés et réutilisés ;

L'analyse des sols montre que, la décharge est implantée sur un substrat perméable qui favorise l'infiltration des polluants vers le sous-sol, les teneurs en éléments traces métalliques de ces sols sont élevées par rapport aux recommandations ce qui témoigne d'une pollution métallique des sols provenant de la décharge qui reçoit toutes sortes de déchets.

Mots clés : Algérie ; Oum Teboul ; décharge non contrôlée ; métaux lourds ; sol ; pollution.

Summary

Solid waste management is one of the most difficult problems for developing countries to deal with, by serious pollution problems caused by the production of large quantities of waste. In Algeria, landfilling is considered as the main waste disposal route. The country has more than 3,200 wild dumps established throughout the national territory, the region of El Tarf considered sensitive to the landscape level has several wild dumps implanted for almost every wetland, thus constituting a risk for their contaminations, the objective This general work contributes to the determination of the impact of one of these landfills that of Kef Oum Teboul on the surrounding natural environments considered sensitive.

Our study is divided into three parts:

The first part is a spatiotemporal evolution study of the landfill in order to understand the stages of its progression, the second one aims at a description of the current state of the landfill, it is translated by the realization of a diagnosis and an qualitative and quantitative evaluation of the waste present in the landfill, as for the last part it is interested in the evaluation of the pollution generated by the discharge after a series of soil analyzes.

From the analysis of the results obtained, it appears that:

The wild dump of Kef Oum Teboul having more than a decade of its birth continues to receive waste of all types which accelerates its extension in an anarchic way to the detriment of the natural environment which shelter a rich and diversified biodiversity;

The diagnosis shows that the majority of waste is made of metals and plastics (29 and 30%), which are considered as major sources of soil and water pollution, which can have harmful consequences for the environment. this waste can be recovered and recovered. Other wastes represent small portions that are considered trivial and can be recovered and reused;

The soil analysis shows that the landfill is located on a permeable substrate that favors the infiltration of pollutants into the subsoil. The levels of metallic trace elements in these soils are high compared to the recommendations, which show that metal pollution of soils from the landfill that receives all kinds of waste.

Keywords: Algeria; Umm Teboul; wild dump; heavy metals; ground; pollution.

الملخص

تعد إدارة النفايات الصلبة واحدة من أصعب المشكلات التي تواجهها البلدان النامية ، مع مشاكل التلوث الخطيرة الناجمة عن إنتاج كميات كبيرة من النفايات. في الجزائر يعتبر طمي النفايات هو الطريق الرئيسي للتخلص من النفايات. يوجد في البلاد أكثر من 3200 مقالب برية منتشرة في جميع أنحاء الأراضي الوطنية ، وتعتبر منطقة الطارف التي تعتبر حساسة على مستوى المناظر الطبيعية هذه الأخيرة تحتوي على عدة مقالب برية منتشرة في كل المناطق الرطبة تقريبًا ، مما يشكل خطرًا على تلوثها ، والهدف العام من هذا العمل هو تحديد تأثير أحد هذه المدافن الخاصة بكاف أم طبول على البيئات الطبيعية المحيطة التي تعتبر حساسة تنقسم دراستنا إلى ثلاثة أجزاء :

الجزء الأول هو دراسة التطور المكاني و الزماني لمكب النفايات من أجل فهم مراحل تقدمه ، أما الجزء الثاني فيهدف إلى وصف للحالة الراهنة لمكب النفايات ، ويترجم ذلك من خلال تحقيق التشخيص والتقييم النوعي والكمي للنفايات الموجودة في المكب ، أما بالنسبة للجزء الأخير فيهتم بتقييم التلوث الناتج عن المكب و هذا بعد سلسلة من التحليلات للتربة. من تحليل النتائج التي تم الحصول عليها، يبدو أن:

مكب كاف أم طبول البري الذي يمتد لأكثر من عقد من الزمان لا يزال يتلقى و يصب فيه جميع أنواع النفايات و التي تسرع من امتداد مساحته بطريقة فوضوية على حساب البيئة الطبيعية التي تحتوي على التنوع البيولوجي الغني والمحمي ؛ يظهر التشخيص أن غالبية النفايات مصنوعة من المعادن والبلاستيك (29 و 30 ٪)، والتي تعتبر مصادر رئيسية لتلوث التربة والمياه ، والتي يمكن أن يكون لها عواقب ضارة على البيئة. هذه النفايات يمكن استردادها وإعادة تدويرها. تمثل النفايات الأخرى أجزاء صغيرة تعتبر غير خطيرة ويمكن استعادتها وإعادة استخدامها؛ يوضح تحليل التربة أن المكب يقع على ركيزة قابلة للنفاذ وتفضي إلى تسلل الملوثات إلى باطن الأرض ، ومستويات العناصر المعدنية الثقيلة في هذه التربة مرتفعة مقارنة بالتوصيات ، مما يدل على أن تلوث التربة من هذه المعادن و التي مصدرها المكب الذي يتلقى جميع أنواع النفايات.

الكلمات المفتاحية : الجزائر ؛ أم طبول ؛ تفريغ بري ؛ المعادن الثقيلة ؛ التلوث.