

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou
Faculté des Sciences Biologiques et des Sciences Agronomiques
Département de Biologie

Thèse de Doctorat

En

Sciences Biologiques

Option : Ecologie et Environnement

Présentée par :

M^{me} MOUHOUN Ép CHOUAKI Saïda

Caractérisation physico-chimique et microbiologique saisonnière des décharges de Ain-El-Hammam et Timizart (wilaya de Tizi-Ouzou, Algérie).

Devant le jury :

M^{me} KROUCHI Fazia	Maitre de Conférences (A) à U.M.M. (Tizi-Ouzou)	Présidente
M^r DERRIDJ Arezki	Professeur à U.M.M. (Tizi-Ouzou)	Directeur de Thèse
M^{me} ALKAMA Nora	Professeur à U.M.M. (Tizi-Ouzou)	Examinatrice
M^r KEHILA Youcef	Professeur à l'E.P.A.U. (Alger)	Examineur
M^r RIBA Amar	Professeur à U.M.B. (Boumerdès)	Examineur
M^r SIDI Hachemi	Maitre de Conférences (A) à U.A.M. (Bejaia)	Examineur

Soutenue le 02juillet 2019

Dédicaces

A mes très chers enfants Ismail et Sarah, que Dieu tout-puissant les protège et leur octroie une vie joyeuse sous sa protection divine.

A mon très cher Mari Abdelhamid pour son soutien, ses encouragements et son aide précieuse durant la réalisation de ce travail.

A mes très chers Parents pour leur amour, leur soutien et leur bienveillance, que Dieu tout-puissant les bénisse et leur accorde une longue vie.

A ma très chère Belle Famille, en particulier mon Beau-Père pour son aide et ses encouragements pour la réalisation de ma thèse, que Dieu tout-puissant le protège et lui prodigue une longue vie.

Saïda

Remerciements

« Je tiens à remercier en premier lieu le Bon Dieu tout- puissant qui m'a donné la volonté, la force et le courage afin de pouvoir accomplir ce travail »

Je tiens à exprimer mes vifs remerciements et ma profonde reconnaissance au personnel des laboratoires de Géochimie Minérale et de Corrosion du Centre de Recherche et de Développement de Sonatrach (Société Algérienne des Hydrocarbures) et au personnel de l'unité d'hygiène alimentaire et de pathologie du laboratoire vétérinaire régional de Tizi-Ouzou pour leur aide précieuse dans la réalisation de toute la partie expérimentale de ma thèse.

Mes remerciements les plus sincères s'adressent à mon Directeur de Thèse M^r A. DERRIDJ Professeur à U.M.M.T.O., pour son encadrement scientifique et pédagogique depuis la réalisation de mon Magister, mes débuts d'enseignement et actuellement la production de ma thèse de doctorat qu'il trouve ici l'expression de ma profonde et sincère reconnaissance pour sa confiance, son suivi attentif, ses corrections et sa bienveillance qu'il m'a témoigné durant toutes ces années d'études et de travail au sein de la faculté des Sciences Biologiques et des Sciences Agronomiques de l'U.M.M.T.O.

Mes vifs remerciements s'adressent à M^{me} SALAH-TAZDAÏT Rym Maître de Conférences (A) à l'UMMTO et M^r TAZDAÏT Djaber Maître de Conférences (A) à l'UMMTO pour leur aide précieuse dans la production de ma publication et leurs corrections, conseils et orientations durant le déroulement de ce travail.

Je tiens à faire part de mes chaleureux remerciements à M^{me} KROUCHI Fazia Maître de Conférences (A) à l'UMMTO pour avoir accepté avec amabilité de présider le jury de ma soutenance.

Mes vifs remerciements vont également à M^{me} ALKAMA Nora Professeur à U.M.M.T.O ; M^r KEHILA Youcef Professeur à l'E.P.A.U (Alger) ; M^r RIBA Amar Professeur à U.M.B.B (Boumerdès) et à M^r SIDI Hachemi Maître de conférences (A) à U.A.M (Bejaia) pour avoir accepté d'examiner ce travail.

Table des matières

Introduction générale	1
Chapitre I : Synthèse bibliographique	
I. Synthèse bibliographique sur le sol	4
1. Définition	4
2. Les fonctions du sol	4
3. Quelques propriétés physicochimiques du sol	5
3.1. Texture ou granulométrie	5
3.2. Conductivité électrique	5
3.3. pH	5
3.4. Calcaire total	5
3.5. Carbone et matière organique.....	6
3.6. Le complexe argilo-humique (CAH).....	6
3.7. La Capacité d'échange cationique (CEC).....	6
3.8. Métaux lourds	7
3.8.1. Sources des métaux lourds	7
3.8.2. Impact de quelques métaux lourds (Cadmium, Plomb, Nickel, Zinc, Chrome et Cuivre) sur l'environnement et la santé publique	8
4. La biologie du sol	11
4.1. Les microorganismes du sol	12
4.2. Les bactéries du sol	12
4.3. La macrofaune du sol	13
5. Pollution du sol	13
5.1. Définition et origines	13
5.2. Conséquences de la pollution du sol sur l'environnement et la santé publique	14
II. Synthèse bibliographique sur les Déchets Solides Municipaux	15
1. Définition	15
2. Composition physique des Déchets Solides Municipaux.....	15
3. Impact des Déchets Solides Municipaux sur l'environnement et la santé publique	16
3.1. Impact des Déchets Solides Municipaux sur le sol	16
3.2. Impact des Déchets Solides Municipaux sur l'eau	17
3.3. Impact des Déchets Solides Municipaux sur l'air	17
3.4. Impact des Déchets Solides Municipaux sur la santé publique	17
4. Techniques de gestion et de traitement des Déchets Solides Municipaux	18
4.1. Mise en décharge	18
4.1.1. Décharge brute dite sauvage	18
4.1.2. Décharge contrôlée ou Centre D'Enfouissement Technique (CET)	19
4.2. Recyclage	18
4.3. Compostage	19
4.3.1. Compostage par microorganismes	19
4.3.2. Compostage par macroorganismes « Vermicompostage »	20

4.4. Méthanisation	20
4.5. Incinération	20
4.6. Pyrolyse et Gazéification	21

Chapitre II : Matériels et Méthodes

I. Présentation générale des stations d'études Timizart et Ain-El-Hammam.....	22
1. TIMIZART	22
1.1. Situation géographique de la commune de TIMIZART	22
1.2. Topographie	22
1.3. Géologie	22
1.4. Situation géographique de la station d'étude (décharge de TIMIZART)	24
1.5. Impact de la décharge communale de Timizart sur l'environnement et la santé publique	24
2. AIN-EL-HAMMAM	26
2-1. Situation géographique de la commune de Ain-El-Hammam	26
2.2. Topographie	27
2.3. Géologie	27
2.4. Situation géographique de la station d'étude	27
2.5. Impact de la décharge communale de Ain-El-Hammam sur l'environnement et la santé publique	28
II. Etude climatique des stations d'études Timizart et Ain-El-Hammam.....	30
1. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausse	30
2. Quotient pluviométrique et climagramme d'Emberger	30
III. Méthode d'échantillonnage des déchets solides municipaux des deux communes Timizart et Ain-El-Hammam	31
IV. Méthode d'échantillonnage du sol au niveau des décharges communales de Timizart et Ain-El-Hammam	32
V. Méthodes d'analyses physicochimiques du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam	36
1. Analyse granulométrique	36
1.1. Destruction de la matière organique.....	36
1.2. Stabilisation de la suspension	37
1.3. Prélèvement des fractions minérales	37
1.4. Détermination de la texture du sol	37
2. Mesure de la conductivité électrique	37
3. Mesure du pH	38
4. Dosage du calcaire total	38
5. Dosage du carbone et détermination de la matière organique.....	39
6. Dosage des métaux lourds	39
6.1. Principe	40
6.2. Protocole expérimental	40

VI. Méthodes d'analyses bactériologiques du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam	41
1. Méthode d'échantillonnage	41
2. Méthode d'isolement des bactéries du sol	41
2.1. Préparation de la solution du sol des échantillons moyens des strates des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam	41
2.2. Ensemencement	41
2.3. Incubation	42
2.4. Isolement et purification	42
2.5. Conservation	42
3. Méthode d'identification des isolats bactériens recensés au niveau du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam	42
3.1. Examen macroscopique	42
3.2. Examen microscopique	43
3.2.1. Coloration de Gram	43
3.2.2. Mise en évidence des spores	43
3.2.3. Mise en évidence de la mobilité bactérienne	44
3.2.4. Mise en évidence de la capsule.....	44
3.2.5. Mise en évidence des flagelles	44
3.3. Identification des isolats bactériens par les galeries biochimiques classiques	45
3.3.1. Test VF	45
3.3.2. Test RM	45
3.3.3. Test VP	46
3.3.4. Test Oxydase	46
3.3.5. Test Catalase	47
3.3.6. Test ONPG : recherche de la b-Galactosidase	47
3.3.7. Test Indole	47
3.3.8. Recherche de la citrate perméase	48
3.3.9. Recherche de la nitrate réductase.....	48
3.3.10. Recherche des Décarboxylases : Lysine Décarboxylase (LDC), Ornithine Décarboxylase (ODC) et Arginine Dihydrolase (ADH)	49
3.3.11. Test TSI: Triple-Sugar- Iron	49
VII. Méthode d'analyse statistique des résultats	50
1. Méthode d'analyse statistique des résultats physicochimiques des sols des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam.....	50
1.1. Analyse de la variance (ANOVA)	50
1.3. Analyse en Composantes Principales (ACP)	50
2. Méthode d'analyse statistique des résultats Microbiologiques des sols des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam	50
• Analyse Factorielle des Correspondances (AFC)	51

Chapitre III : Résultats et Discussions

I. Résultats de l'étude climatique	52
1.1. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausсен	52
1.2. Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger	53
2. Résultats de la composition physique des déchets solides municipaux des deux communes Timizart et Ain-El-Hammam	54
2.1. Variation spatio-temporelle des différentes catégories de déchets étudiées	54
2.1.1. Matières organiques	54
2.1.2. Papiers, cartons	55
2.1.3. Plastiques	56
2.1.4. Verres	56
2.1.5. Textiles	57
2.1.6. Métaux	58
2.1.7. Spéciaux	58
2.2. Comparaison entre la composition moyenne par catégorie de déchets solides municipaux de Timizart et Ain-El-Hammam	59
2.3. Comparaison entre la composition saisonnière par catégorie de déchets solides municipaux de Timizart et Ain-El-Hammam et d'autres pays	60
2.4. Comparaison entre la composition moyenne par catégories des déchets solides municipaux de Timizart et Ain-El-Hammam et d'autres pays	62
3. Résultats des analyses physicochimiques du sol	64
3.1. Résultats des analyses granulométriques des sols des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam	64
3.2. Résultats des analyses physicochimiques des sols des deux décharges Timizart et Ain-El-ammam	66
3.2.1. Timizart	66
3.2.2. Ain-El-Hammam	68
3.2.3. Résultats de l'étude statistique des analyses physicochimiques des sols des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam	70
3.2.3.1. Résultats de l'analyse de la variance (ANOVA)	70
3.2.3.2. Résultats de l'Analyse en Composantes Principales (ACP)	71
3.2.4. Comparaison entre les résultats des analyses physicochimiques des sols des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam avec d'autres études similaires	72
4. Résultats des analyses Microbiologiques du sol	74
4.1. Résultats de l'étude d'identification des isolats de bactéries recensés au niveau du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam	74
4.1.1. Examen macroscopique	74
4.1.2. Examen microscopique	76
4.1.3. Résultats de l'identification des isolats bactériens par les galeries biochimiques classiques	78
4.1.4. Résultats d'identification des souches bactériennes isolées au niveau des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam	79

4.2. Comparaison saisonnière entre les souches bactériennes isolées au niveau du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam	86
4.3. Comparaison entre les souches bactériennes isolées au niveau du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam avec d'autres études similaires	87
4.4. Résultats de l'analyse Factorielle des Correspondances (AFC) des résultats microbiologiques des sols des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam	89
5. Discussion	90
5.1. Discussion des résultats de la comparaison entre la composition moyenne par catégorie de déchets solides municipaux de Timizart et Ain-El-Hammam	90
5.2. Discussion des résultats des analyses physicochimiques du sol.....	92
5.2.1. Discussion des résultats des analyses granulométriques des sols des stations d'études Timizart et Ain-El-Hammam	92
5.2.2. Discussion des résultats des analyses physicochimiques du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam	93
a- pH	94
b- Conductivité électrique	94
c- Calcaire total CaCO ₃	95
d- Matière organique (MO)	95
e- Métaux lourds	96
5.3. Discussion des résultats des Analyses Microbiologiques du sol	99
Conclusion générale	106
Bibliographie.....	111

Liste des Abréviations

A : Automne
A.E.H : Ain-El-Hammam
ADH : Arginine Dihydrolase
AF : Aérobie facultative
AS : Aérobie stricte
Cat : Catalase
Cd : Cadmium
CET : Centres d'Enfouissements Techniques
Cit : Citrate perméase
Cr : Chrome
Cu : Cuivre
ddl : Degré de liberté
DSM : Déchets Solides Municipaux
F : Fonction observée de Fisher-Snedecor
F₁ : Facteur 1 (saison)
F₁*F₂ : Interaction entre F1 et F2
F₂ : Facteur 2 (strate)
Glu : Glucose
H₀ : Hypothèse 0
H₁ : Hypothèse 1
HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
IND : Indole
ISO : International Organization for Standardization
(Organisation internationale de normalisation)
Lac : Lactose
LDC : Lysine Décarboxylase
LNI : Larbaâ-Nath-Irathen
Max : Maximales
Min : Minimales
MO : Matière organique
MODECOM : MéthOde de Caractérisation des Ordures Ménagères
Moy : Moyennes
Ni : Nickel
Nit : Nitrate réductase
NS : Anaérobie stricte
ODC : Ornithine Décarboxylase

ONPG : Ortho-nitrophenil-b-D-galactopyranoside

Oxy : Oxydase

p : Probabilité

Pb : Plomb

PED : Pays En Développement

PET : Polyéthylène téréphtalate

PROGDEM : Programme National de Gestion des Déchets Municipaux

PVC : Polychlorure de vinyle

RM : Rouge de Méthyle

S 1, S 2, S 3, S 4 : Strates du sol de la décharge de Ain-El-Hammam

S'1, S'2, S'3, S'4 : Strates du sol de la décharge de Timizart

SAA : Spectromètre d'Absorption Atomique

Sac : Saccharose

TSI : Triple-Sugar-Iron

VF : Gélose Viande-Foie

VP : Voges Proskauer

Zn : Zinc

Liste des tableaux

Tableau 1 : Données climatiques de Timizart (1998-2007). (Office National de Météorologie de Dar-El-Beida)	30
Tableau 2 : Données climatiques de Ain-El-Hammam (1998-2007). (Office National de Météorologie de Dar-El-Beida)	31
Tableau 3: Descriptions des catégories retenues pour le tri des déchets solides municipaux	32
Tableau 4 : Les milieux de culture utilisés pour l'isolement des bactéries du sol	42
Tableau 5: Comparaison entre la composition saisonnière par catégorie de déchets solides municipaux de Timizart et Ain-El-Hammam et d'autres pays (en %)	61
Tableau 6 : Comparaison entre la composition moyenne par catégorie de déchets solides municipaux de Timizart et Ain- El-Hammam et d'autres pays (en %).	63
Tableau 7 : Résultats des Analyses granulométriques du sol de la décharge de Timizart (moyennes % \pm erreurs standards)	64
Tableau 8 : Résultats des Analyses granulométriques du sol de la décharge de Ain-El-Hammam (moyennes % \pm erreurs standards)	65
Tableau 9 : Résultats des analyses physicochimiques des sols de la décharge de Timizart (Hiver 2015)	66
Tableau 10 : Résultats des analyses physicochimiques des sols de la décharge de Timizart (Printemps 2015)	66
Tableau 11 : Résultats des analyses physicochimiques des sols de la décharge de Timizart (Eté 2015)	67
Tableau 12 : Résultats des analyses physicochimiques des sols de la décharge de Timizart (Automne 2015)	67
Tableau 13 : Résultats des analyses physicochimiques des sols de la décharge de Ain-El-Hammam (Hiver 2015)	68
Tableau 14 : Résultats des analyses physicochimiques des sols de la décharge de Ain-El-Hammam (Printemps 2015)	68
Tableau 15 : Résultats des analyses physicochimiques des sols de la décharge de Ain-El-Hammam (Eté 2015)	69
Tableau 16 : Résultats des analyses physicochimiques des sols de la décharge de Ain-El-Hammam (Automne 2015)	69

Tableau17 : Résultats de l'ANOVA appliquée aux variables physicochimiques du sol des différentes strates échantillonnées de la décharge de Timizart et A.E.H	70
Tableau 18 : Comparaison entre les teneurs moyennes annuelles du sol en métaux lourds des décharges Timizart et Ain-El-Hammam avec d'autres décharges mondiales exprimées en mg/kg	72
Tableau 19 : Comparaison entre les teneurs moyennes saisonnières du sol en métaux lourds des décharges Timizart et Ain-El-Hammam avec d'autres décharges mondiales exprimées en mg/kg	73
Tableau 20 : Description macroscopique des différentes colonies bactériennes isolées au niveau de Timizart	75
Tableau 21 : Description macroscopique des différentes colonies bactériennes isolées au niveau de Ain-El-Hammam	76
Tableau 22 : Critères microscopiques des différents isolats bactériens de Timizart	77
Tableau 23 : Critères microscopiques des différents isolats bactériens de Ain-El-Hammam	77
Tableau 24 : Tests biochimiques des différentes souches bactériennes isolées à Timizart ...	78
Tableau 25 : Tests biochimiques des différentes souches bactériennes isolées à Ain-El-Hammam	79
Tableau 26 : Résultats d'identification des genres bactériens isolés au niveau du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam	80
Tableau 27 : Résultats d'identification d'espèces bactériennes isolées au niveau du sol des décharges Timizart et Ain-El-Hammam	80
Tableau 28 : Résultats de la comparaison saisonnière entre les souches bactériennes isolées au niveau de Timizart et Ain-El-Hammam	86
Tableau 29 : Résultats de la comparaison saisonnière entre les souches bactériennes isolées au niveau du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam avec d'autres études similaires	87
Tableau 30 : Résultats de la comparaison entre l'ensemble des souches bactériennes isolées au niveau du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam avec d'autres études similaires	88

Liste des Figures

Figure 1 : Carte de limites administratives de la commune de Timizart (échelle : 1/800 000)	23
Figure 2 : Situation géographique de la décharge communale de Timizart (Image google earth).....	24
Figure 3 : Vue générale de la décharge de Timizart	24
Figures 4 et 5 : Présence de différents animaux errants dans la décharge communale de Timizart	25
Figure 6 : Mise à feu de la décharge de Timizart.....	25
Figure 7 : Carte de limites administratives de la commune de Ain-El-Hammam (Échelle : 1/500 000).....	26
Figures 8 & 9 : Plan de situation de la décharge communale de Ain-El-Hammam	28
Figure 10 : Vue générale de la décharge de Ain-El-Hammam	29
Figure 11 : Mise à feu de la décharge de Ain-El-Hammam	29
Figure 12: Débordement des déchets sur la route (RN15)	29
Figure 13 : Plan d'échantillonnage du sol de la décharge de Timizart (Ech : 1 /1000)	34
Figure 14 : Plan d'échantillonnage du sol de la décharge de Ain-El-Hammam (Ech : 1 /1000)	35
Figure15 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen de Timizart (1998-2007)	52
Figure16 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen de Ain-El-Hammam (1998-2007).....	52
Figure 17: Climagramme d'Emberger des stations d'études (Timizart & Ain-El-Hammam)	53
Figure 18 : Variation spatio-temporelle des matières organiques	54
Figure 19 : Variation spatio-temporelle des papiers et cartons	55
Figure 20 : Variation spatio-temporelle des plastiques.....	56
Figure 21 : Variation spatio-temporelle du verre	57
Figure 22 : Variation spatio-temporelle des Textiles	57
Figure 23 : Variation spatio-temporelle des Métaux	58
Figure 24 : Variation spatio-temporelle des déchets spéciaux	59
Figure 25 : Composition moyenne par catégorie de déchets solides municipaux de Timizart et Ain-El-Hammam (en %)	59

Figure 26 : Composition moyenne par catégorie des déchets des ménages Algériens (M.A.T.E, 2009)	60
Figure 27 : Diagramme des textures de Timizart (US Taxonomy 1976 et clés de Taxonomie des sols 1986 in Mathieu & Pieltain ,1998)	64
Figure 28 : Diagramme des textures de Ain-El-Hammam (US Taxonomy 1976 et clés de Taxonomie des sols 1986 in Mathieu & Pieltain ,1998).....	65
Figure 29 : Représentation graphique des résultats de l'ACP des analyses physicochimiques du sol des deux décharges de Timizart et de Ain- El-Hammam	71
Figure 30 : Représentation graphique des résultats de l'AFC des analyses microbiologiques du sol des deux décharges de Timizart et de Ain-El Hammam	89
Planche 1 : (a) <i>Micrococcus varianus</i> ; (b) <i>Acinetobacter</i> sp. ; (c) <i>Streptococcus</i> sp. ; (d) <i>Clostridium perfringens</i> ; (e) <i>Klebsiella ozaenae</i> ; (f) <i>Yersinia intermedia</i> ; (g) <i>Staphylococcus saprophyticus</i>	82
Planche 2 : (a) <i>Micrococcus roseus</i> ; (b) <i>Bacillus circulans</i> ; (c) <i>Staphylococcus aureus</i> ; (d) <i>Citrobacter diversus</i> ; (e) <i>Proteus vulgaris</i> ; (f) <i>Pseudomonas diminuta</i> ; (g) <i>Streptococcus cremoris</i> ; (h) <i>Clostridium septicum</i> ; (i) <i>Bacillus cereus</i> ; (j) <i>Enterobacter aerogenes</i>	83
Planche 3 : (a) <i>Bacillus firmus</i> ; (b) <i>Bacillus subtilis</i> ; (c) <i>Enterobacter agglomerans</i> ; (d) <i>Proteus mirabilis</i> ; (e) <i>Citrobacter freundii</i> ; (f) <i>Clostridium butyricum</i> ; (g) <i>Staphylococcus epidermidis</i> ; (h) <i>Pseudomonas aeruginosa</i> ; (i) <i>Clostridium paraperfringens</i>	85

Introduction générale

Introduction générale

La croissance exponentielle de la population mondiale, l'urbanisation, le développement socioéconomique et l'amélioration du niveau de vie ont entraîné une augmentation phénoménale de la production de déchets solides municipaux (DSM) dans le monde (Karak et *al.*, 2012).

La quantité de déchets solides municipaux dans les pays en développement (PED), a toujours augmenté au fil des ans (Kansal, 2002). Leur gestion rencontre de très nombreuses difficultés, tant du point de vue technique et économique que méthodologique et organisationnel (Koledzi et *al.*, 2014). Face à cette réalité, les décharges ouvertes (sauvages) sont devenues l'unique moyen disponible pour leur élimination (Gupta et *al.*, 2015).

La mise en décharge, est encore très fréquente à l'échelle mondiale (Vermaa et *al.*, 2016). Elle a été la méthode principale d'élimination des déchets solides municipaux au cours des dernières décennies (Kartinen et *al.*, 2013), car c'est la pratique la plus simple et la plus économique de stockage de ce type de déchets dans de nombreux pays, en particulier dans les pays en développement (Muhammad et *al.*, 2010). Malheureusement, ces décharges ouvertes causent des risques sanitaires graves par l'hébergement de plusieurs animaux errants et la prolifération des insectes vecteurs de plusieurs maladies. Elles présentent également des nuisances et impacts environnementaux considérables par la production à la fois de lixiviats et de biogaz (Sarigiannisa, 2017).

Le lixiviat véhicule une importante charge polluante formée essentiellement des métaux lourds, des substances organiques et d'importantes communautés de bactéries pathogènes ; par lessivage et infiltration à travers le sol s'engendre une pollution métallique, organique et bactériologique des sols, des eaux de surface et des eaux souterraines (nappes phréatiques) (Khalil et *al.*, 2018).

La biodégradation de la fraction organique des DSM engendre des émissions de biogaz qui provoquent la pollution atmosphérique en contribuant à l'effet de serre et au réchauffement climatique ; il s'agit, en particulier du méthane et de l'hydrogène qui sont hautement inflammables avec un risque potentiel d'incendie et/ou d'explosion s'ils ne sont pas collectés et valorisés sous forme d'énergie renouvelable (Denga et *al.*, 2017).

L'Algérie a adopté la loi n° : 01-19 du 12 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle, et à l'élimination des déchets et a mis en place un Programme National de Gestion des Déchets Municipaux (PROGDEM) dont les objectifs sont, entre-autres, l'éradication des décharges sauvages et l'application de l'enfouissement technique qui demeure la méthode la plus privilégiée en absence de filières de recyclage et de maîtrise de d'autres filières de valorisation telles que : le compostage et l'incinération (Youb et *al.*, 2014).

Malgré la construction de plusieurs Centres d'Enfouissement Techniques depuis 2002, il existe encore en Algérie une multitude de décharges sauvages fonctionnelles implantées n'importe où sans aucune étude d'impact sur l'environnement et la santé publique (Tahraoui et *al.*, 2012).

L'objectif de ce travail consiste à évaluer l'effet des variations saisonnières sur la composition physique des déchets solides municipaux et leur impact sur certaines propriétés physicochimiques et microbiologiques du sol. Ceci, en comparant deux décharges, l'une située à Timizart et l'autre à Ain-El-Hammam qui diffèrent par certains paramètres écologiques : altitude, pente, étage bioclimatique, etc., afin d'estimer les différences socioéconomiques entre ces deux régions et d'apprécier le degré de pollution du sol engendrée par ce type de déchets.

L'ensemble de ce travail se décline en 3 chapitres principaux :

Le chapitre I est consacré à une synthèse bibliographique portant sur le sol et les déchets solides municipaux.

Le chapitre II est dédié à la partie matériels et méthodes utilisés pour les analyses suivantes :

1. L'étude climatique des deux stations d'étude Timizart et Ain-El-Hammam ;
2. Les méthodes d'échantillonnage des déchets solides municipaux et du sol des deux sites d'études ;

3. La méthode de caractérisation physique des déchets solides municipaux des deux décharges étudiées ;
4. Les méthodes d'analyses physicochimiques (granulométrie, conductivité électrique, pH, calcaire total, carbone, matière organique et métaux lourds) du sol des deux stations d'études ;
5. Les méthodes d'analyse bactériologique du sol des deux stations étudiées ;
6. Les méthodes d'analyses statistiques effectuées « analyse de la variance (ANOVA), test de Student, Analyse en Composantes Principales (ACP) et Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) ».

Le chapitre III présente l'ensemble des résultats obtenus avec leurs interprétations biologique et statistique.

CHAPITRE

I

Synthèse Bibliographique

I. Synthèse bibliographique sur le sol

1. Définition

Le sol est l'une des propriétés les plus précieuses de l'Homme. Il permet la vie des plantes, des animaux et des humains sur Terre (Osman, 2013). C'est un environnement complexe par sa structure physique, sa composition chimique et sa diversité en organismes vivants (notamment en microorganismes) (Cherif et *al.*, 2009). Il provient de la décomposition et de l'altération des roches mères par l'action de l'eau, de l'air et des êtres vivants (Imtiaz et *al.*, 2016).

2. Les fonctions du sol

Le sol est un compartiment essentiel des écosystèmes en raison des multiples phénomènes dont il est le siège ; ces phénomènes sont à l'origine des fonctions environnementales et écologiques des écosystèmes (Calvet, 2003).

Le sol assure de nombreuses fonctions telles que :

- Nourrir le monde en jouant un rôle de garde-manger. En effet, il produit, contient et accumule, tous les éléments nécessaires à la vie (azote, phosphore, calcium, potassium, fer, oligoélément, etc.), y compris l'air et l'eau. Les sociétés humaines, se nourrissant des plantes et des animaux, sont totalement dépendantes des sols (Bliffert et Peraud, 2004) ;
- Réguler, par sa porosité, le régime des cours d'eau et le remplissage des nappes phréatiques. Mais aussi, filtrer et épurer les eaux qui le traversent ; il influence donc la composition chimique et biologique de l'eau (Rocco et *al.*, 2016) ;
- Assurer le déroulement des cycles biogéochimiques en facilitant la circulation permanente des éléments chimiques entre la géosphère (le sol), la biosphère (le monde vivant), l'atmosphère (air) et l'hydrosphère (eau) (Umme et *al.*, 2016) ;
- Constituer une vaste réserve génétique en abritant une grande partie de la biodiversité terrestre (Vodyanitskii, 2016) ;
- Fournir les matériaux que l'Homme utilise pour construire les routes et les bâtiments, ainsi que pour ses activités industrielles et artisanales (Bahaaeldin et *al.*, 2011) ;
- Conserver les traces de l'histoire, souvent très longues (jusqu'à plusieurs millions d'années) ; en étudiant les sols nous pouvons y découvrir quelles furent certaines des conditions climatiques et biologiques du passé. Mais aussi, le sol conserve les témoins de l'histoire de l'humanité : c'est celui-ci que l'on creuse en archéologie (Vodyanitskii, 2016).

3. Quelques propriétés physicochimiques du sol

3.1. Texture ou granulométrie

La texture d'un sol est la répartition granulométrique de ses constituants minéraux en fonction de leur taille. Plus spécifiquement, elle réfère à la proportion des argiles (moins de 2 micromètres de diamètre), limons (de 2 à 20 micromètres de diamètre) et sables (de 20 micromètres à 2 millimètres de diamètre). Selon le pourcentage de chaque fraction minérale, il est possible de distinguer des sols argileux, des sols limoneux ou des sols sableux et beaucoup d'arrangements : sols sablo-limoneux, argilo-sableux, limono-argileux, etc. (Delaune *et al.*, 1991).

3.2. Conductivité électrique

La conductivité électrique d'un sol ou un sédiment est une mesure de la quantité d'ions présents et qui pourraient se dissoudre en présence d'eau. Elle permet de déterminer le degré de la salinité d'un sol. Celle-ci est traduite par la mesure de sa concentration en ions dans sa phase liquide en utilisant la propriété d'une solution aqueuse à conduire le courant électrique proportionnellement à sa concentration en ions. En général, les sels minéraux d'un sol sont de bons conducteurs électriques (Montoroi, 1997).

3.3. pH

Le pH, abréviation de « potentiel Hydrogène », est un coefficient qui caractérise l'acidité ou la basicité d'un sol. Il définit la concentration d'ions H^+ dans la phase liquide du sol. Par ses interactions avec de nombreux processus chimiques et biologiques, le pH conditionne et reflète la disponibilité des éléments dans le sol. Il constitue donc un indicateur utile, en combinaison avec d'autres, pour appréhender la fertilité chimique des sols (Boruta *et al.*, 2016).

3.4. Calcaire total

Le calcaire total est une des composantes héritées du sol, éventuellement légèrement modifiable par apports massifs et répétés d'amendements basiques. La présence de calcaire confère au sol des caractéristiques spécifiques en terme de comportement physique et chimique et influe sur son activité biologique. Son absence a pour conséquence une acidification progressive, plus ou moins rapide suivant le contexte pédoclimatique, qu'il est

nécessaire de compenser par des apports réguliers d'amendements basiques (chaulage) (Zupančiča et *al.*, 2018).

3.5. Carbone et matière organique

La fraction solide de la terre fine comprend généralement 2 à 5 % de matière organique et 95 à 98% de matière minérale. Elle se définit comme tout ce qui est vivant ou a été vivant dans le sol. Elle est constituée essentiellement des résidus végétaux et animaux et des corps microbiens. Les matières organiques du sol assurent de nombreuses fonctions agronomiques et environnementales ; elles améliorent la stabilité structurale, la fertilité, l'aération, la réserve en eau et la biodiversité du sol (Feller, 1995).

La décomposition de la matière organique du sol sous l'action des microorganismes produit du carbone organique, principalement sous forme de CO₂ et de CH₄. La matière organique du sol constitue le réservoir de carbone organique le plus important. Le premier mètre des sols mondiaux stocke entre 1 500 et 2 400 milliards de tonnes de carbone organique (Kučerika et *al.*, 2018).

3.6. Le complexe argilo-humique (CAH)

Le complexe argilo-humique (CAH) est une association de colloïdes (au sens large du terme, composés humiques et argiles) chargés négativement et d'ions minéraux chargés positivement (cations) liant l'humus et l'argile entre eux. On trouve les CAH dans les agrégats constitutifs du sol. Il s'agit d'un complexe adsorbant qui a la propriété de retenir des cations présents dans le sol (Mg²⁺, Ca²⁺, K⁺, H⁺) par des interactions électrostatiques. Ces éléments chargés positivement peuvent alors attirer des anions ou groupements anioniques (Boruta et *al.*, 2016).

3.7. La Capacité d'échange cationique (CEC)

La **capacité d'échange cationique** (CEC) d'un sol est la quantité de cations que celui-ci peut retenir sur son complexe adsorbant à un pH donné. La CEC est utilisée comme mesure de la fertilité d'un sol en indiquant sa capacité de rétention des éléments nutritifs. Les sols ayant une CEC élevée peuvent retenir davantage de cations et possèdent une plus grande capacité à les échanger que les sols ayant une faible CEC (Kučerika et *al.*, 2018).

Les cations les plus souvent mentionnés dans les rapports d'analyses de sol sont les suivants : le potassium (K^+), le magnésium (Mg^{2+}) et le calcium (Ca^{2+}). Certains rapports indiquent aussi l'hydrogène (H^+) et le sodium (Na^+) car ceux-ci sont les plus intéressants d'un point de vue nutritif pour la plante... Plus le sol est riche en argile et matière organique, plus sa CEC est importante (Zupančiča et al., 2018).

3.8. Les métaux lourds

Les métaux lourds sont généralement définis sur la base de leurs propriétés physico-chimiques et toxicologiques. On appelle métaux lourds ou éléments traces métalliques tout élément métallique naturel dont la masse volumique dépasse $5g/cm^3$. Les métaux lourds les plus toxiques pour la santé humaine sont : le plomb, le mercure, l'arsenic et le cadmium. D'autres métaux lourds comme le cuivre, le zinc, le chrome, pourtant nécessaires à l'organisme en petites quantités, peuvent devenir toxiques à doses plus importantes (Yatrabi et Nejmeddine, 2000).

Dans les sciences environnementales, les métaux lourds associés aux notions de pollution et de toxicité sont généralement : l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le mercure (Hg), le manganèse (Mn), le nickel (Ni), le plomb (Pb), et le zinc (Zn).

Les métaux lourds sont redistribués naturellement dans l'environnement par les processus géologiques et les cycles biogéochimiques (Adam et al., 2010). A concentration élevée, les métaux lourds engendrent un immense problème environnemental car ils s'accumulent et ne sont pas biodégradables. Leur présence dans l'environnement résulte de causes naturelles (géogène) et des activités humaines (anthropogène) (El Hachimi et al., 2014).

3.8.1. Les sources des métaux lourds

Les sources de métaux lourds peuvent être d'origine naturelle et anthropique. En effet, la plupart des 'métaux lourds' sont des éléments constitutifs de la croûte terrestre. Leur concentration naturelle dans le sol résulte de l'altération des roches mères, dites « fond géochimique » et des émissions volcaniques (Zhao et al., 2014).

Les sources anthropiques de métaux lourds les plus importantes sont issues des activités suivantes : activités minières, activités industrielles et pétrochimiques, activités urbaines et trafic routier, activités agricoles, épandages des boues de station d'épuration, incinération des déchets industriels et urbains ou ordures ménagères (Ernest et al., 2010).

3.8.2. Impact de quelques métaux lourds (Cadmium, Plomb, Nickel, Zinc, Chrome et Cuivre) sur l'environnement et la santé publique

Les métaux lourds sont d'importants contaminants des écosystèmes environnementaux et du réseau trophique. A la différence de plusieurs autres polluants, ils ne sont pas biodégradables et peuvent être bio-accumulés par les êtres vivants et induire des perturbations au niveau de leur métabolisme (Saber et *al.*, 2014).

L'impact des métaux lourds sur la santé dépend de leur espèce chimique, leur concentration, leur biodisponibilité, leur temps d'exposition et leur passage dans les chaînes alimentaires. Certains métaux lourds n'ont aucun rôle dans l'organisme humain et sont considérés comme des contaminants strictes (toxiques même à de très faibles concentrations), comme le mercure, le plomb et le cadmium, d'autres sont indispensables mais à de faibles concentrations et sont nommés (oligoéléments) comme le sélénium et le fer (Jinghong et *al.*, 2018).

3.8.2.1. Cadmium

La pollution environnementale au cadmium a diminué depuis les années 1980, en raison de la suppression du cadmium dans les pigments de peinture et le remplacement des batteries au cadmium par des batteries au lithium. Mais cette pollution est toujours préoccupante, car le cadmium est très toxique à faible dose pour de nombreuses espèces animales et végétales (Khan et *al.*, 2017). Le cadmium est un élément très toxique qui n'a aucune fonction connue dans le corps. L'exposition chronique au cadmium peut conduire à l'obstruction des poumons, des maladies rénales, cardio-vasculaires, osseuses (l'ostéoporose) ainsi qu'à des cancers et retards de croissance, etc (Lienemann, 2005).

3.8.2.2. Plomb

Le plomb fait partie des contaminants les plus toxiques de l'environnement car il n'est pas biodégradable et sa demi-vie géochimique est d'environ 7 siècles. L'introduction du plomb dans certaines peintures en tant que pigment, puis dans l'essence automobile, a eu pour conséquence une diffusion encore plus large dans l'environnement. Le plomb peut se retrouver dans l'eau et les sols lors de la corrosion des tuyauteries en plomb des systèmes de transport d'eau et lors de l'usure des peintures au plomb (Gottesfelda et *al.*, 2018).

Les fonctions du sol sont perturbées par l'intervention du plomb, spécialement près des autoroutes et des terres agricoles, où de grandes concentrations peuvent être présentes. Les organismes du sol souffrent alors aussi de l'empoisonnement au plomb (Laidlaw et *al.*, 2017).

Le plomb est la cause du plus grand nombre d'empoisonnement parmi tous les métaux car il est toxique pour le système nerveux ; en cas d'intoxications massives, l'effet neurotoxique du plomb peut se traduire par une encéphalopathie convulsivante pouvant aller jusqu'au décès. En cas d'intoxication moins sévère, on a observé des troubles neurocomportementaux et une détérioration intellectuelle (Choe et *al.*, 2003).

Le plomb est toxique pour la plupart des organes vitaux. Il provoque le saturnisme, des douleurs abdominales, l'hypertension, la fatigue, la faiblesse musculaire, l'anémie, les fausses couches, des troubles du comportement, des problèmes rénaux, des pertes auditives, etc. (Jenkins et Russell, 1994).

3.8.2.3. Nickel

Le nickel détecté dans les différents compartiments environnementaux (sol, air et eau) peut avoir une origine naturelle ou anthropique. Les sources naturelles du Nickel sont l'altération et l'érosion des roches mères, le sel de mer et les volcans. Les sources anthropiques sont les activités de production des métaux communs telles que l'extraction et le traitement des minerais de nickel, d'or et d'uranium ainsi que la sidérurgie, la combustion des combustibles fossiles, l'industrie de la production des alliages de nickel et celle du recyclage des déchets métalliques, les stations d'épuration des boues des eaux usées domestiques et industrielles et les lixiviats des décharges d'ordures ménagères (Chaer et *al.*, 2016).

Le nickel est un oligoélément mais, quand l'absorption est trop importante, il devient un élément hautement toxique notamment pour l'appareil respiratoire. En effet l'exposition au nickel est associée à une augmentation du risque de cancer broncho-pulmonaire et de la cavité nasale, à des fibroses du poumon, à l'asthme, à la bronchite chronique à des problèmes cardiaques et à des réactions allergiques telles que des éruptions cutanées (principalement avec les bijoux) (Ben Salema et *al.*, 2014).

3.8.2.4. Zinc

Le zinc est l'un des métaux les plus abondants de la croûte terrestre, il est présent de façon naturelle dans l'air, l'eau et le sol. Nous trouvons du zinc à des concentrations variables dans

les roches mères, le sel marin, les éruptions volcaniques et les incendies de forêts. Les émissions anthropiques de zinc dans l'environnement sont issues de l'exploitation minière, l'incinération des déchets, la combustion des carburants fossiles et l'industrie de l'acier qui l'utilise pour protéger l'acier de la corrosion (Dumoulin et *al.*, 2017).

Le zinc est un élément essentiel pour toute forme de vie, depuis le plus petit micro-organisme jusqu'à l'être humain. Une gamme de concentration optimale en zinc existe donc pour chaque organisme vivant, et bien entendu pour les humains (Magnoudéwa et *al.*, 2012).

Le zinc constitue un oligoélément indispensable à la santé humaine, présent dans pratiquement toutes les cellules de l'organisme vivant notamment dans les glandes surrénales, la peau, certaines parties du cerveau, le pancréas, les membranes de l'œil, la prostate et le sperme. Le zinc joue un rôle important dans la croissance, la réponse immunitaire, les fonctions neurologiques et reproductives. Il est nécessaire au fonctionnement d'une centaine de processus enzymatiques vitaux dans l'organisme et a une influence sur les hormones. Par conséquent, la carence en zinc est aujourd'hui admise comme étant un problème de santé humaine (Noulas et *al.*, 2018).

Le zinc peut devenir toxique à partir de 150 à 450 mg/jour. Un excès de zinc dans l'organisme peut conduire à des problèmes gastro-intestinaux et des diarrhées, et occasionne des symptômes associés à une fièvre des métaux : douleurs thoraciques, fièvre, nausées, toux, tremblements et difficulté à marcher. Le potentiel cancérigène du zinc n'a pas été démontré jusqu'à ce jour (Kouassi et *al.*, 2010).

3.8.2.5. Chrome

Le chrome est un élément métallique naturel de la croûte terrestre qui se rencontre en petites quantités dans tous les types de roches et de sols. Les principales sources naturelles de chrome sont : l'érosion des sols, les émissions volcaniques, les aérosols de sel de mer et les poussières issues des feux de forêts (Tariqa et *al.*, 2009).

Plus de 70 % du chrome présent dans l'environnement provient de sources anthropiques telles que les fonderies de métaux, la production d'aciers inoxydables spéciaux et d'alliages, les raffineries, les tanneries, les effluents d'usines de pâtes à papiers, la fabrication de pigments et colorants (teintures, peintures, cosmétiques, céramiques, etc.), la production de fongicides, de textiles et les rejets des centrales thermiques, etc. (Liu et *al.*, 2016).

La majeure partie du chrome d'origine naturelle est de forme trivalente (Chrome III) présent dans beaucoup de légumes, fruits, viandes, graines et levure. Il est un oligoélément indispensable pour le métabolisme glucidique chez l'Homme, sa déficience peut affecter l'activité de l'insuline et provoquer des problèmes au cœur, tandis que ceux d'origine anthropique sont de forme hexavalente (Chrome VI) hautement toxique et cancérigène. (Choe et *al.*, 2003).

3.8.2.6. Cuivre

Le cuivre est un métal stable et un excellent conducteur d'électricité et de chaleur. Il peut être d'origine naturelle ou anthropogénique. D'origine naturelle, il peut être issu de l'érosion et de l'altération des roches mères, des feux de forêts, des embruns marins et du pourrissement de la végétation. D'origine anthropique, il peut être le résultat de l'activité minière ou agricole (pesticides), les effluents provenant des usines de traitement des eaux usées et il entre dans la fabrication des matériaux d'armement, des pièces de monnaie, de fils électriques, de tuyauterie de plomberie, des tissus, des peintures, et des ustensiles de cuisine (Ballabio et *al.*, 2018). Il perturbe l'équilibre environnemental entre les organismes vivants en contaminant l'ensemble des maillons des chaînes trophiques (Kouassi et *al.*, 2010).

Le cuivre est un oligoélément indispensable à la croissance des plantes et des animaux. Chez l'être humain, il est indispensable à la production de l'hémoglobine, une carence en cuivre peut mener à divers problèmes de santé dont l'anémie. Par contre, une concentration très élevée de cuivre peut être toxique et entraîner des effets délétères comme la détérioration des globules rouges, des poumons, du foie, des fonctions pancréatiques et même la mort. Cependant, les données épidémiologiques actuelles ne permettent pas de conclure sur la cancérogénicité du cuivre (Ozbek et Dietrich, 2011).

4. La biologie du sol

Le sol est un environnement complexe et hétérogène que ce soit par sa structure, ses paramètres physico-chimiques ou sa grande diversité en organismes vivants (faune et flore) tels que : les bactéries, les champignons, les algues, ainsi qu'une faune très variée allant des protozoaires aux mammifères. Tous ces organismes font partie intégrante du système sol et participent par leurs activités à la formation et à l'évolution des sols (Jayanthi et *al.*, 2016).

4. 1. Les microorganismes du sol

Trop souvent considéré comme un environnement minéral, le sol est aussi un lieu de vie. Il héberge une très forte diversité d'organismes vivants, notamment les microorganismes (Imtiaz et *al.*, 2016).

Les microorganismes du sol sont représentés par les eucaryotes (champignons, algues et protozoaires) et les procaryotes (bactéries et cyanobactéries). Leur biodiversité est considérable ainsi que leur distribution qui est en fonction non seulement de la présence de substrats énergétiques (essentiellement des résidus végétaux) et d'éléments minéraux, mais aussi de nombreux facteurs physiques et chimiques caractérisant chaque sol, notamment la structure, l'aération, le pH, la température et la teneur en eau (Ghoreishi et *al.*, 2017).

Les microorganismes du sol assurent des fonctions clés dans la circulation du flux d'énergie et de la matière dans l'environnement comme : la biodégradation de la matière organique, la production de nutriments pour les plantes, la fixation de l'azote, la biodégradation des polluants, etc. (Hien et *al.*, 2010).

En outre, il a été démontré que la structure du sol est non seulement influencée par les constituants minéraux du sol mais aussi par la présence de micro-organismes qui favorisent la formation d'agrégats et de pores (Chesnokova et *al.*, 2016).

4.2. Les bactéries du sol

Le sol est considéré comme l'un des environnements les plus complexes de la biosphère et à ce titre, il est un réservoir majeur de la diversité microbienne, il abrite une variété d'espèces bactérienne de forte densité de l'ordre de 10 000 à 100 000 espèces bactériennes par gramme de sol (Akbar et Sultan, 2016).

Les bactéries du sol ont plusieurs rôles environnementaux majeurs :

- La fixation du carbone et de l'azote atmosphérique et l'accumulation de nutriments dans les sols ;
- La décomposition de la matière organique, formant l'humus et libérant des nutriments disponibles pour les plantes ;
- La formation des associations symbiotiques avec les plantes comme les *Rhizobiums* qui forment des nodules fixateurs d'azote au niveau des racines des légumineuses

favorisant ainsi la croissance des plantes dans les sols pauvres en azote (Ritchie et Raina , 2016).

Enfin, certaines bactéries du sol présentent un intérêt biotechnologique majeur dans le domaine thérapeutique ou environnemental :

- La production d'antibiotiques de structures et mécanismes d'action variés. Près des 2/3 des antibiotiques actuellement sur le marché sont issus des bactéries filamenteuses du sol (les actinomycètes) ;
- Le développement de techniques de bioremédiation par l'exploitation des bactéries du sol dans des procédés de dépollution naturelle des sols contaminés par les hydrocarbures et pesticides. (Muthukamalam et *al.*, 2017).

4. 3. La macrofaune du sol

La macrofaune du sol regroupe toutes les espèces macroscopiques du sol mesurant entre 2 mm et 8 cm. Les lombrics (les fameux vers de terre), qui font partie de cette catégorie, sont quasiment les seuls à vivre en profondeur ; et la plupart des autres organismes de cette catégorie vivent dans la couche supérieure du sol, notamment la litière comprennent tous les autres invertébrés du sol tels que : les fourmis, les termites, les mille-pattes, les vers de terre, les escargots et les araignées (Jayanthi et *al.*, 2016).

Ces animaux ont pour rôle principal de fragmenter tous les détritiques et ainsi d'augmenter la surface disponible pour l'oxydation chimique qui finira de décomposer les déchets organiques naturels du milieu jusqu'à ce qu'on retrouve des composés minéraux : oxyde de soufre, de phosphore, de carbone et l'eau qui, eux seront de nouveau assimilables par les plantes qui constituent le premier maillon de la chaîne trophique (Ritchie et Raina , 2016).

5. Pollution du sol

5.1. Définition et origines

La pollution, et plus largement la dégradation de la qualité des sols, est une problématique moins visible mais tout aussi réelle que la pollution de l'eau et de l'atmosphère, qui devient de plus en plus préoccupante, à l'échelle planétaire. Elle est définie comme le phénomène où le sol contient une concentration anormale de composés chimiques potentiellement dangereux

(métaux lourds, hydrocarbures, solvants halogénés, etc.) pour l'environnement et la santé des êtres vivants (Huamain et *al.*, 1999).

Les facteurs topographiques et climatiques tels que les pentes abruptes, les crues, les tornades fréquentes, les tempêtes et les vents de haute vélocité, les pluies de forte intensité, et la sécheresse sont parmi les causes naturelles de dégradation de la qualité des sols (Fernández et *al.*, 2018).

L'origine anthropique de la dégradation du sol est due la plupart du temps aux diverses activités humaines (de l'agriculture aux industries) qui appauvrissent les sols en matières organiques, en éléments minéraux et en microorganismes, les transformant en sols pollués (Qi et *al.*, 2015).

Nous pouvons citer, quelques exemples de sources anthropiques de la dégradation des sols:

- La déforestation, le surpâturage et les incendies de forêts qui engendrent une perte de la couverture végétale et accélère l'érosion du sol (Wenyou et *al.*, 2018) ;
- L'épandage excessif d'engrais (notamment phosphatés, riches en cadmium, et de produits phytosanitaires pesticides) dans le but de fertiliser le sol ou de se débarrasser des êtres vivants nuisibles aux cultures (Rong et *al.*, 2018) ;
- La sur-urbanisation de sols à vocation agricole : les surfaces bétonnées qui couvrent le sol empêchent l'eau de pénétrer dans la terre et sans eau, aucune vie ne peut se développer (Shixue et *al.*, 2018) ;
- Les émissions intenses des rejets toxiques et polluants riche en métaux lourds par les industries et par la circulation automobile ;
- Le dépôt et l'accumulation des boues de station d'épuration, des déchets industriels et ménagers sur les sols sous forme de décharges autorisées ou sauvages (Pengyan et *al.*, 2018).

5.2. Conséquences de la pollution du sol sur l'environnement et la santé publique

Un sol pollué devient à son tour une source possible de diffusion directe ou indirecte de polluants dans l'environnement, via l'eau, les envols de poussières, les émanations gazeuses ou via une re-concentration et/ou un transfert de polluants par des organismes vivants le long de la chaîne trophique ; conduisant à la perte de la biodiversité végétale et animale et à la perturbation de l'équilibre dans les différents écosystèmes environnementaux (Lei et *al.*, 2016).

Par lessivage et infiltration, l'impact des sols pollués concerne principalement les eaux souterraines et les nappes phréatiques. La contamination des eaux souterraines est très difficile, voire impossible à éliminer ; l'eau ne peut plus être traitée et devient inutilisable (Marco et *al.*, 2018).

Un sol pollué est un site présentant un risque ou des nuisances pérennes pour la santé humaine ; en effet, de nombreuses substances chimiques (dont les métaux lourds) mesurées dans des sols pollués sont connues pour générer des effets multiples sur la santé. La contamination se fait alors soit par voie digestive (consommation d'eau polluée ou plantes et animaux contaminés), ou par voie respiratoire (inhalation de poussières des sols pollués rejetées dans l'atmosphère). En effet, le passage des polluants toxiques (métaux lourds) des sols vers l'Homme via la respiration des aérosols issus des sols pollués ou via la chaîne trophique peut provoquer divers troubles, notamment neurologiques aigus et chroniques, hépato-rénaux, cardio-respiratoires, digestifs et cancérogène, etc. (Jun et *al.*, 2018).

II. Synthèse bibliographique sur les Déchets Solides Municipaux

1. Définition

Les déchets solides municipaux (DSM) sont des matériaux indésirables constitués principalement des déchets ménagers. C'est pourquoi, nous les appelons souvent ordures ménagères. Mais ces derniers comprennent aussi les déchets assimilés aux déchets ménagers qui sont : les déchets des entreprises industrielles, des artisanats, des commerces, des hôtels, des écoles, des services publics, des hôpitaux et des services municipaux, tels que les déchets de voirie et d'entretien des parcs, des jardins et d'autres zones récréatives et qui présentent des caractéristiques physico-chimiques ou de toxicité équivalente à celle des ordures ménagères (Ramachandrar et *al.*, 2018).

2. Composition physique des Déchets Solides Municipaux

La composition physique et les caractéristiques des DSM sont fortement liées aux conditions économiques et climatiques, aux habitudes alimentaires et traditions culturelles et aux caractères de l'agglomération (zone urbaine ou rurale, zone industrielle ou commerciale, etc.) (Bayard et *al.*, 2018).

La connaissance de la composition physique des DSM a une importance primordiale notamment pour la planification et le développement des stratégies futures en matière de gestion, de traitement et de valorisation de ce type de déchets et de travailler sur l'atténuation de leur impact (Dehghanifarda et Dehghanic, 2018).

Les DSM étant essentiellement hétérogènes, leur composition physique est définie en regroupant ses constituants en catégories présentant une certaine homogénéité (Alidoust et *al.*, 2018).

Les DSM contiennent des matières organiques compostables (pelures de fruits et légumes, déchets alimentaires), recyclables (papiers, cartons, plastiques, verres, métaux, textiles, etc.), des substances toxiques (peintures, pesticides, médicaments périmés, piles et batteries usagées) et des déchets souillés ou infectés (sang, couches bébés, serviettes hygiéniques, seringues jetables, etc.) (Baawain et *al.*, 2017).

3. Impact des Déchets Solides Municipaux sur l'environnement et la santé publique

L'accroissement et la propagation des DSM dans le monde n'est pas sans incidences sur l'environnement. Leur élimination sans traitements appropriés engendre des effets négatifs sur ses composantes (sol, eau et air). Ce qui n'est pas sans répercussions sur la salubrité et la santé publique (Rafiee et *al.*, 2018).

3.1. Impact des Déchets Solides Municipaux sur le sol

Le sol est un compartiment naturel dynamique sur la surface de la planète Terre, constitué de minéraux, de matière organique et d'organismes vivants macroscopiques et microscopiques, il agit comme une couche de filtrage et de protection pour les eaux souterraines en atténuant l'impact de plusieurs polluants nocifs (Lin et *al.*, 2018).

La pollution du sol par le dépôt et la dispersion des DSM en sa surface engendre des effets négatifs nombreux, sur ses propriétés physicochimiques et biologiques et affecte son rendement (Boruta et *al.*, 2016).

Plusieurs études ont signalé une augmentation de la concentration de métaux lourds (Zn, Cu, Cd, Ni, Pb et Cr) dans les sols destinés au stockage des DSM retrouvés dans leurs lixiviats et la contamination des eaux souterraines ainsi que les cultures avoisinantes par les phénomènes de drainage, d'infiltration et de retombées atmosphériques (Sharma et *al.*, 2018).

3.2. Impact des Déchets Solides Municipaux sur l'eau

La pollution des eaux de surface est la conséquence directe du rejet des DSM par les citoyens dans les rivières, les oueds et les barrages. Ces eaux infectées deviennent de véritables vecteurs de microbes mettant en danger toutes traces de vie naturelle (Ranran et *al.*, 2016).

La pollution des eaux souterraines est due à la décomposition des DSM dans des décharges sauvages qui libèrent des lixiviats chargés de métaux lourds, et des bactéries pathogènes, qui s'infiltrent dans le sol et atteignent les nappes phréatiques (Shuzhen et Desheng, 2018).

3.3. Impact des Déchets Solides Municipaux sur l'air

La pollution de l'air est due généralement à la décomposition des matières organiques présentes dans les DSM entassés dans les décharges qui provoque des émanations d'odeurs putrides et nauséabondes et des gaz toxiques (biogaz) comme le méthane et le dioxyde du carbone qui contribuent fortement à l'effet de serre (Ngwabie et *al.*, 2018).

L'incinération des DSM est responsable de la pollution de l'air car lors de la combustion des matières organiques. De ce dernier, des particules très toxiques et cancérigènes sont émises dans l'air comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les dioxines et les furanes (Xiaoping et *al.*, 2018).

3.4. Impact des Déchets Solides Municipaux sur la santé publique

Les impacts environnementaux des DSM sur le sol, l'eau et l'air ci-dessus évoqués ont une conséquence directe sur la santé humaine. Les gaz dégagés lors de l'incinération des DSM en plein air et/ou dans des incinérateurs au niveau des centres d'incinération tels que : le méthane, le gaz carbonique et l'acide chlorhydrique provoquent beaucoup de maladies comme les troubles respiratoires et cardiovasculaires, des troubles de la reproduction ainsi que des irritations de la peau et des yeux, de la rhinite, de la conjonctivite et de l'asthme (Jinghong et *al.*, 2018).

Il y a également d'autres gaz nocifs ayant pour origine l'incinération des DSM, en l'occurrence le benzène (issu des plastiques, résines, fibres synthétiques, caoutchouc, lubrifiants, teintures et détergents) et le toluène (qu'on retrouve dans certain diluants pour peintures, vernis à ongles, laques, adhésifs et caoutchoucs). Le premier provoque plusieurs formes de cancers (vessie, poumon, estomac, sang). Le second porte atteinte au foie, aux reins et au système nerveux central (Hyland et Donnelly, 2015).

Les DSM peuvent aussi constituer un foyer favorable à la prolifération des différentes vermines, insectes et animaux errants, qui peuvent devenir porteurs de maladies et d'épidémies, comme la rage transmise par les chiens, la typhoïde et la peste transmises par les rats ainsi que le choléra et les dermatoses transmises par les mouches et les cafards (Sarigiannisa , 2017).

En plus de la contamination des eaux souterraines par les lixiviats des décharges comprenant des métaux lourds qui provoquent différentes maladies cancérogènes, il y a aussi des maladies hydriques dues à la pollution des eaux de surface par les DSM qui obstruent les drains, créant des conditions d'eaux stagnantes. Celles-ci favorisent la prolifération des insectes nuisibles, tels que les moustiques et les mouches vecteurs de plusieurs maladies : malaria, filariose lymphatique, choléra et de nombreuses dermatoses (Golam et *al.*, 2016).

4. Techniques de gestion et de traitement des Déchets Solides Municipaux

4.1. Mise en décharge

4.1.1. Décharge brute dite sauvage

La décharge brute (sauvage) est une accumulation des DSM sur un site quelconque, à ciel ouvert sans aucune autorisation officielle ou précautions particulières. Elle demeure la méthode la plus simple et la moins coûteuse pour l'élimination de ce type de déchets comparativement à d'autres modes de gestion (Lee et *al.*, 2006).

Ce type de décharge présente des conséquences néfastes pour l'environnement et la santé publique comme les risques d'incendies et de prolifération des agents pathogènes. La dégradation des déchets organiques de décharge sauvage génère à la fois des émissions de biogaz qui contribuent au réchauffement climatique et des lixiviats qui contaminent les sols et les nappes phréatiques (Makarenko et Budak , 2017).

4.1.2. Décharge contrôlée ou Centre D'enfouissement Technique (CET)

Les Centres d'Enfouissements Techniques remplacent les décharges d'hier dites sauvages, c'est une installation où sont enfouis les DSM dans le sol. Le CET est implanté sur un site approprié après autorisation officielle qui exige une étude d'impact de sa construction et aménagement sur l'environnement, et en particulier de tous les dangers de pollutions pouvant en résulter (Saadi et *al.*, 2013).

Au niveau des pays développés et depuis l'obligation de n'enterrer que des déchets ultimes ces centres sont désormais dénommés Centres de Stockage des Déchets Ultimes (Sibiya et *al.*, 2017). Selon leur nature et leur degré de toxicité, les déchets sont dirigés vers différents centres d'enfouissement :

CET de classe I : est réservé aux déchets spéciaux ou toxiques, appelé également centres de stockage des déchets dangereux.

CET de classe II : est prédestiné aux déchets ménagers et assimilés ainsi que les déchets industriels banals, appelé aussi installation de stockage des déchets non dangereux.

CET de classe III : est consacré aux déchets inertes (gravats et déblais) (Desachy, 2001).

4.2. Recyclage

Le recyclage consiste à collecter par tri sélectif, transporter et traiter séparément des DSM recyclables (papiers, cartons, plastiques, verres, aluminium, l'acier, bois, textiles, etc.) qui ont perdu leur utilité dans leur forme présente, et à utiliser les matières qui les composent dans la fabrication et la vente de nouveaux produits. Le recyclage consiste donc à utiliser des matériaux provenant de déchets à la place de la matière première vierge (Alvarez et *al.*, 2018).

Par ailleurs, la valorisation par le recyclage des déchets devient de plus en plus, une nécessité à l'échelle planétaire, en conjuguant la protection de l'environnement avec la réduction d'énormes quantités de déchets déversés et la préservation des ressources naturelles et donc de la matière première pour les générations futures, en conséquence cela revient à appliquer la notion du développement durable (Ayodele et *al.*, 2018).

4.3. Compostage

4.3.1. Compostage par microorganismes

Le compostage est un processus de décomposition biologique aérobie de la fraction organique des DSM par les microorganismes notamment les bactéries, dans des conditions contrôlées (comme la température, l'oxygène, l'humidité et le pH) en un produit stable, hygiéniste, semblable à un terreau et riche en humus (Le compost) (Lombardi et *al.*, 2015).

Le compost ainsi produit constitue un excellent engrais biologique naturel qui permet à la fois d'améliorer les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol et de fournir par voie de minéralisation des éléments nutritifs assimilables par les plantes cultivées ; il améliore ainsi les rendements en agriculture (Salehpour et *al.*, 2018).

4.3.2. Compostage par macroorganismes « Vermicompostage »

Comme son nom l'indique, cette technique de compostage repose sur le travail de vers de terre. Il s'agit plus spécifiquement des vers rouges (*Eisenia foetida*) qui jouent un rôle majeur dans la dégradation de la fraction organique des DSM à un rythme plus rapide que le compostage bactérien seul (Soobhany, 2018).

Les vers rouges transforment ces déchets en un produit précieux « le vermicompost » qui est un bio-engrais utilisé dans les pratiques agricoles et horticoles, améliorant ainsi la productivité et la fertilité du sol (Soobhanya et al., 2015).

Le vermicompost s'utilise par simple épandage autour des cultures ou mélangé au terreau. Le jus tiré des vermicomposteurs (également appelé « thé de compost ») est aussi utilisé comme engrais liquide (Gong et al., 2018).

4.4. Méthanisation

La méthanisation ou « digestion anaérobie » consiste en la dégradation de la fraction organique des DSM, par des microorganismes, en conditions contrôlées et en l'absence d'oxygène (réaction en milieu anaérobie, contrairement au compostage qui est une réaction aérobie) (Anyakua et Baroutianb, 2018).

Cette dégradation effectuée au sein d'une cuve appelée « digesteur » aboutit à la production :

- D'un digestat riche en matière organique partiellement stabilisée dont son retour au sol est généralement envisageable pour continuer sa phase de maturation par compostage.
- De biogaz, qui est un mélange gazeux composé principalement de 50 % à 70 % de méthane (CH₄), de 20 % à 50 % de gaz carbonique (CO₂) et de quelques gaz traces (NH₃, N₂, H₂S). Après épuration, ce biogaz peut être valorisé sous différentes formes d'énergies renouvelables (électricité, chaleur et carburant de synthèse) (Zahedi et al., 2018).

4.5. Incinération

L'incinération est une méthode de traitement thermique des DSM qui consistent en leur combustion dans des fours (incinérateurs) spécialement aménagés avec traitement des fumées. L'incinération est très utilisée dans les pays industrialisés (Moyaa et al., 2017).

Le processus d'incinération des DSM se déroule en présence d'air et à haute température de 850 °C. La chaleur générée par l'incinération de ces déchets fait l'objet de valorisation

énergétique (production d'électricité et de chaleur) et de cette technique résultent trois catégories de résidus : résidus d'épuration des fumées, cendres et mâchefers. Ces derniers sont réintroduits comme matière première pour les travaux publics sous forme de sous-couches routières (Alobaid et *al.*, 2018).

Contrairement à la plupart des autres modes de traitement de déchets, l'incinération est adaptée à l'ensemble des DSM. Elle permet de réduire en moyenne 70 % de leur masse et 90 % de leur volume. Elle assure une économie significative de combustibles fossiles (gaz, fioul, charbon, etc.) et offre des solutions à des problèmes tels que les odeurs résiduelles et les lixiviats (Rezaei et *al.*, 2018).

Actuellement malgré la dépollution partielle des fumées émises par les usines d'incinération, l'incinération reste polluante et nocive pour la santé publique, à travers les émanations des substances toxiques : dioxine, oxydes d'azote, oxydes de soufre, métaux lourds, etc. Même si la quantité de ces substances est réduite, celles-ci peuvent avoir des conséquences cancérigènes sur la santé humaine (Font et *al.*, 2015).

4.6. Pyrolyse et Gazéification

La pyrolyse et la gazéification sont des procédés de traitement thermique de la partie organique des DSM relativement sèches, à haute température, en absence ou en défaut d'oxygène (Fazli et *al.*, 2017).

La pyrolyse : est la décomposition ou thermolyse de la fraction organique des DSM à des températures généralement comprises entre 500 et 800 °C en l'absence d'oxygène. Il en résulte une production d'un gaz combustible, d'un liquide (huile), et d'un résidu solide (coke ou char ou biochar) qui contient la fraction minérale des déchets entrants, ainsi que le carbone fixe, c'est-à-dire le carbone présent dans les déchets qui ne s'est pas transformé en gaz ou liquide (Sipra et *al.*, 2018).

La gazéification : désigne une transformation thermochimique consistant à décomposer par la chaleur la fraction organique des DSM à des températures plus élevées que la pyrolyse (1000-1400 °C) en présence d'une quantité limitée d'oxygène dans le but d'obtenir un gaz de synthèse, appelé syngas pour (synthetic gas), qui est un mélange de deux gaz combustibles : le monoxyde de carbone (CO) et le dihydrogène (H₂) utilisé principalement comme source de production de chaleur, d'électricité et de carburant de synthèse (Lopes et *al.*, 2018).

CHAPITRE

II

Matériel et Méthodes

I. Présentation générale des stations d'études Timizart et Ain-El-Hammam

1. Timizart

1.1. Situation géographique de la commune de Timizart

La commune de Timizart appartient au Aarch At Jennadh (Daïra de Ouaguenoun), dont le nom signifie la forme plurielle de Tamazirt qui est un terrain de maraîchage à proximité des villages (Cheriguen, 1993). Localisée à 25 km du chef-lieu de la wilaya de Tizi-Ouzou, la commune de Timizart s'étend sur une superficie de 65,14 km², et peuplée de 28 996 habitants d'après le recensement de 2008 (Office National des Statistiques).

La figure 1 nous renseigne sur les limites administratives de Timizart. La commune de Timizart est délimitée :

- ✓ au Nord, par les communes d'Iflissen et Tizirt;
- ✓ au Sud, par la commune de Freha ;
- ✓ à l'Est, par les communes d'Aghribs et Freha;
- ✓ à l'Ouest par les communes de Boudjima et Ouaguenoun.

1.2. Topographie

D'une manière générale notre zone d'étude est caractérisée par trois zones homogènes ; nous trouvons du nord au sud :

- Une zone de montagnes (altitude > 400 m) composée essentiellement d'un massif forestier ;
- Une zone de piémonts (200 m < altitude < 400) dans la partie centrale ;
- Une zone de plaines (altitude < 200 m) dans la partie sud de la commune (P.D.A.U., 2010).

1.3. Géologie

La commune de Timizart se singularise par une géologie assez nette. Les plus grands ensembles de ses terrains reposent sur des roches mères sédimentaires argileuses de type marnes micacées (P.D.A.U., 2010).

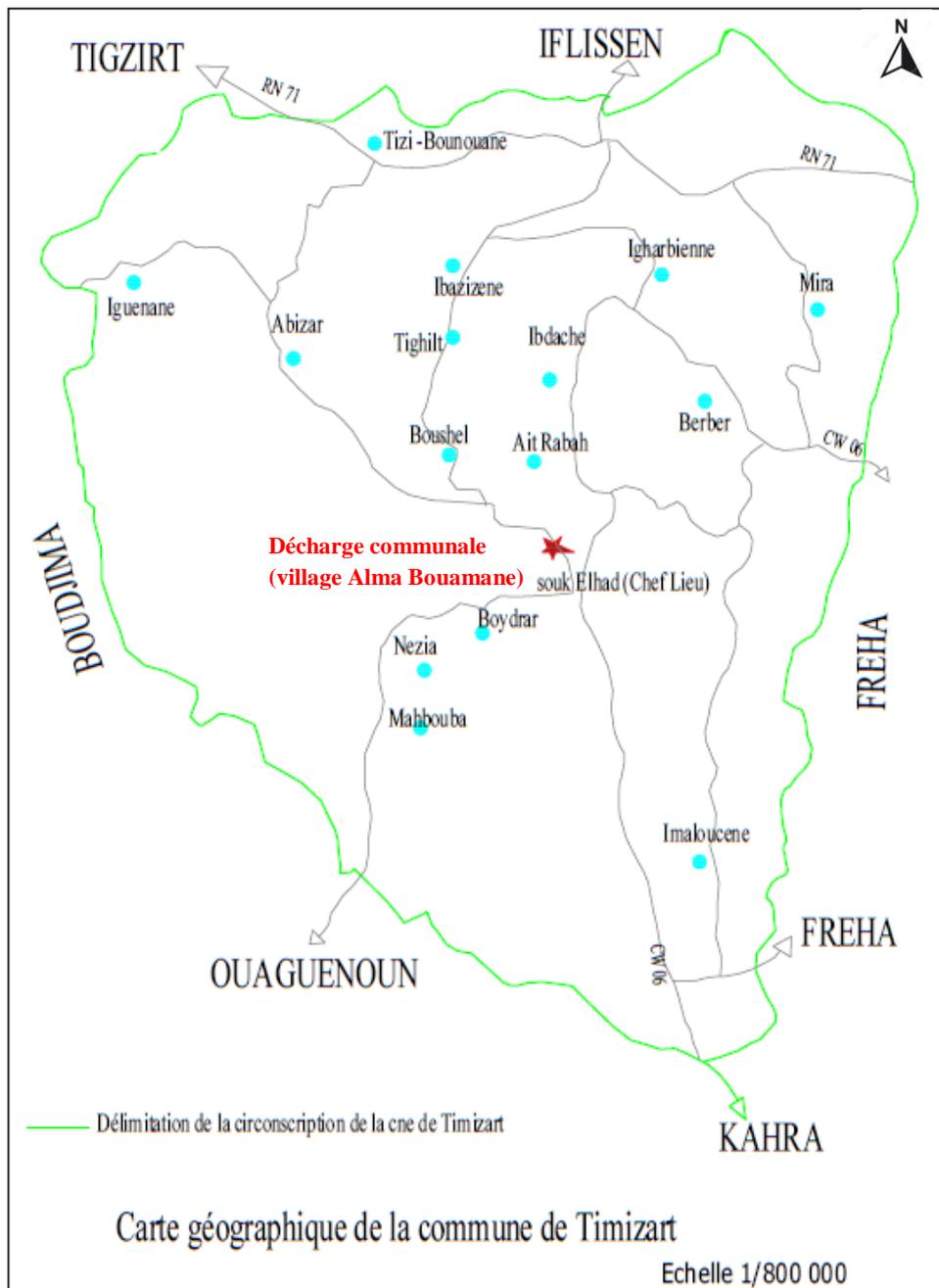


Figure 1 : Carte de limites administratives de la commune de Timizart (Échelle : 1/800 000) (P.D.A.U., 2010).

1.4. Situation géographique de la station d'étude (décharge de Timizart)

La décharge communale de Timizart qui s'étale sur une superficie de 12 hectares, est située à environ 01Km du chef-lieu et environ 200 m à vol d'oiseau de quelques habitations au lieu nommé Alma Bouamane. Cette décharge est à ciel ouvert, non gardée mais clôturée avec une entrée ouverte et une piste goudronnée d'où l'accessibilité des moyens roulants à la décharge (figure 2).



Figure 2 : Situation géographique de la décharge communale de Timizart (Image google earth, 2015).

1.5. Impact de la décharge communale de Timizart sur l'environnement et la santé publique

Le site de la décharge implanté au sein du village Alma Bouamane près du massif forestier de Mizrana révèle une coalition antinomique entre le paysage naturel féérique et la décharge communale sauvage de Timizart (figure3).



Figure 3 : Vue générale de la décharge de Timizart (Mouhoun, 2015).

Le site est devenu un lieu de recueil pour les différents animaux errants (chiens, chats, etc .) qui peuvent être vecteurs de maladies (Figures 4,5).



Figures 4 & 5 : Présence de différents animaux errants dans la décharge communale de Timizart (Mouhoun, 2015).

Pour minimiser les fortes odeurs issues de la fermentation des déchets et la production des lixiviats, le service de collecte et parfois même les habitants optent pour la mise à feu des ordures ménagères à l'air libre, ce qui génère des fumées asphyxiantes et très nuisibles à la santé humaine (Figure 6).



Figure 6: Mise à feu de la décharge de Timizart (Mouhoun, 2015).

2. Ain-El-Hammam

2-1. Situation géographique de la commune de Ain-El-Hammam

Située en Algérie, dans le Djurdjura en Kabylie ; la commune de Ain-El-Hammam (A.E.H) qui est aussi chef-lieu de daïra a été créée par l'Etat Français sous le nom de « Michelet » en hommage à l'historien français Jules Michelet. Après l'indépendance de l'Algérie, la commune fut appelée en arabe Aïn-El-Hammam qui signifie « source des thermes » (Chaurand et Cheriguen, 1993). La commune de Ain-El-Hammam s'étale sur une superficie de 38,55 Km² ; distante de 45 km du chef-lieu de la wilaya de Tizi-Ouzou, de 95 km de la wilaya de Bouira et de 150 Km de la capitale Alger et abrite 20 401 habitants d'après le recensement de 2008 (Office National des Statistiques).

La figure suivante nous renseigne sur les limites administratives de la commune de Ain-El-Hammam. Elle est délimitée :

- ✓ au Nord, par la commune de Ait Augouacha ;
- ✓ au Sud, par les communes d'Akbil, Iboudraren et Yatafen ;
- ✓ à l'Est, par les communes Ait yahia et Abi youcef ;
- ✓ à l'Ouest par la commune de Beni Yenni.

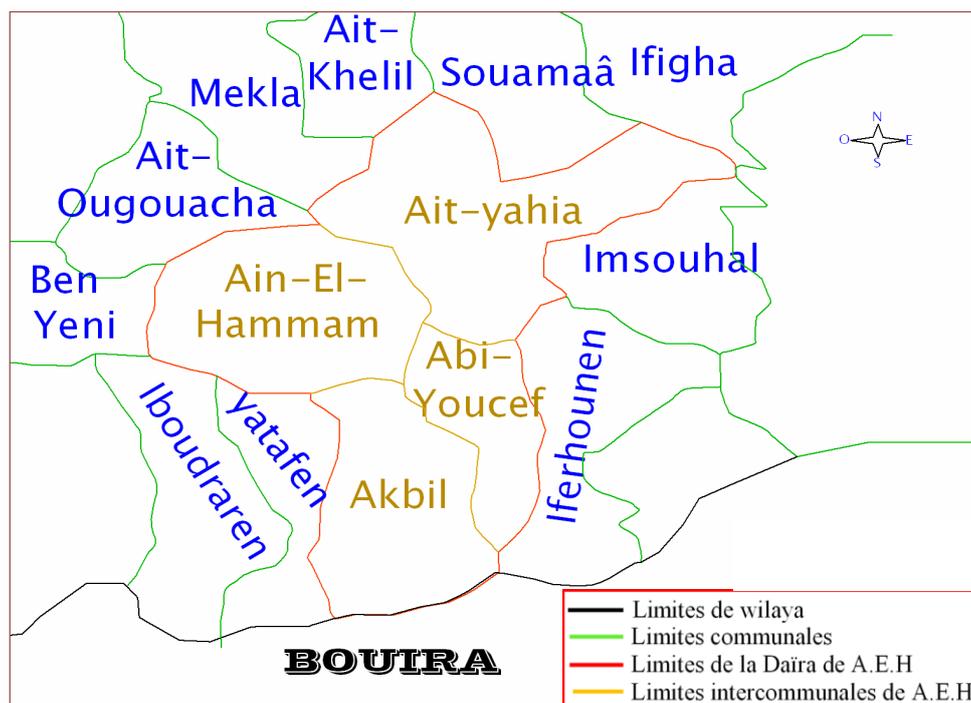


Figure 7 : Carte de limites administratives de la commune de : Ain-El-Hammam (Échelle : 1/500 000) (Mouhoun, 2008).

2.2. Topographie

D'après le P.D.A.U (2010), l'ensemble du territoire de la commune de Ain-El-Hammam est caractérisé par des pentes fortes ; leur répartition spatiale est la suivante :

- Les pentes inférieures à 12 %, correspondent à certaines terrasses au sommet des crêtes et occupent moins de 10 % du territoire ;
- Les pentes de 12 à 25 %, constituent la frange la mieux adaptée au développement de l'urbanisation et occupent moins de 40 % du territoire ;
- Les pentes supérieures à 25 %, ce sont les plus répandues et occupent plus de 50 % du territoire.

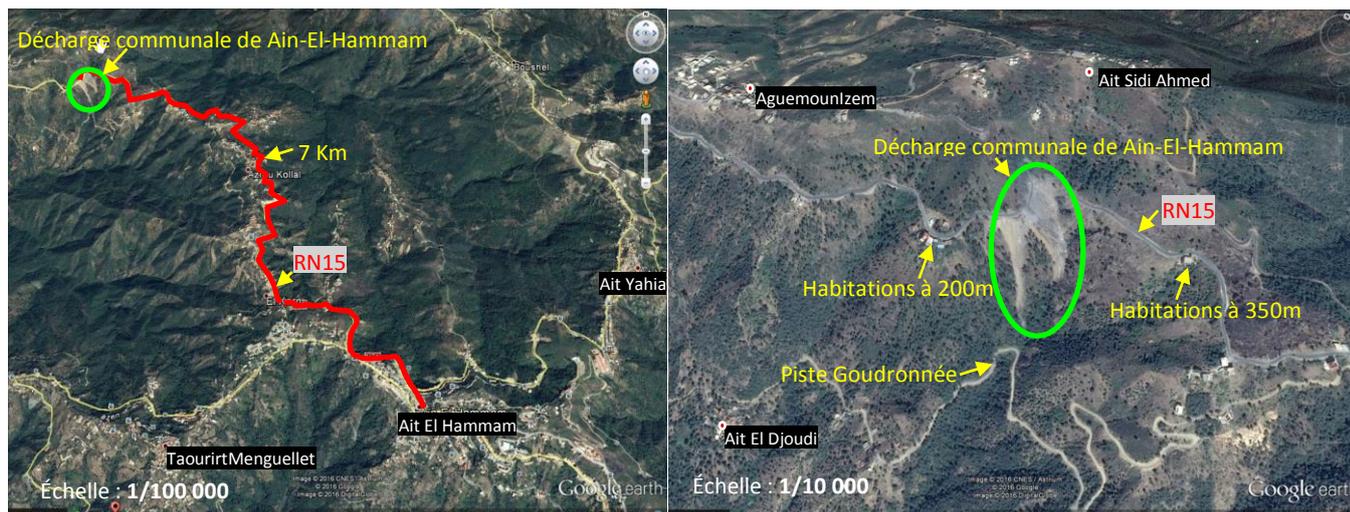
2.3. Géologie

La commune de Ain-El-Hammam appartient aux zones internes de la chaîne des Maghrébides dans lesquelles nous distinguons le socle cristallophyllien kabyle constitué de :

- Schistes micacés qui affleurent en majorité sur la zone Centre et Sud d'une superficie de 3042 hectares, soit 78,91 % du territoire de la commune ;
- Schistes et phyllades qui affleurent sur la zone Nord et Nord –Est d'une superficie de 1212 hectares, soit 3,16 % du territoire ;
- Schistes granulitisés qui occupent une superficie de 411 hectares, soit 10,66 % du territoire ;
- Granulites gneissiques qui affleurent sur la zone extrême Nord d'une superficie de 268 hectares, soit 6,98 % du territoire (P.D.A.U., 2010).

2.4. Situation géographique de la station d'étude

Depuis sa création lors du découpage administratif de 1985, la décharge communale de Ain-El-Hammam est implantée dans le village de Ait-Sidi-Ahmed à 7 km du chef-lieu de la commune et en contre bas de la route nationale 15 qui traverse Larbaâ Nath Irathen (LNI) pour rejoindre le chef-lieu de la wilaya de Tizi-Ouzou (figures 8 et 9). La décharge de Ain-El-Hammam qui repose sur un sol formé à partir d'une roche mère de nature schisteuse micacée est d'une superficie de 8 hectares ; n'arrête pas de s'étendre avec les apports continuels et anarchiques de déchets.



Figures 8 & 9 : Plan de situation de la décharge communale de Ain-El-Hammam (Image Google Earth, 2015).

2.5. Impact de la décharge communale de Ain-El-Hammam sur l'environnement et la santé publique

La décharge communale non contrôlée de Ain-El-Hammam constitue une source de pollution qui peut engendrer des risques considérables pour l'environnement et la santé publique. Parmi les risques sanitaires qui peuvent en découler et les nuisances qui lui sont liées, nous relevons :

- Pollution visuelle : suite à la dégradation du paysage naturel qui est dû essentiellement au contraste esthétique d'implantation d'une décharge sauvage de DSM dans un paysage naturel sain et féérique (figure 10) ;
- Perte de la biodiversité faunistique et floristique qui caractérise cette région ;
- Pollution olfactive suite à la décomposition des déchets organiques qui dégage des odeurs nauséabondes provoquant un désagrément au sein des populations riveraines ;
- Risque d'incendies : car les déchets peuvent facilement s'enflammer par combustion spontanée, quand ils sont entassés sans précaution, provoquant des échappements de méthane CH_4 (biogaz). Ceci a été à l'origine de l'incendie de l'été 1994 ayant coûté la vie d'une personne du village d'Aguemoune Izem situé en contre-haut de la décharge (figure11) ;
- Prolifération des rongeurs et des insectes : les déchets, avant fermentation, constituent la nourriture principale des rats agents directs ou indirects de propagation de graves

maladies (peste, leptospirose, etc.). Ils sont aussi des pôles d'attraction pour les animaux errants, les mouches et autres insectes, vecteurs passifs de germes et de virus ;

- Gène pour la circulation automobile par débordement des déchets sur la route nationale RN15 (figure 12).

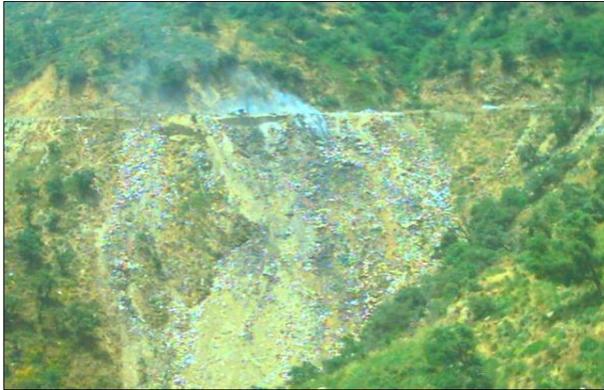


Figure 10 : Vue générale de la décharge de A.E.H Figure 11: Mise à feu de la décharge de A.E.H.
(Mouhoun, 2008).



Figure 12: Débordement des déchets sur la route nationale 15 au niveau de la décharge de A.E.H
(Mouhoun, 2008).

II. Etude climatique des stations d'études Timizart et Ain-El-Hammam

1. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen

Le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen a été utilisé pour décrire la longueur et l'intensité de la période sèche, identifiée par l'intersection (zone grise) de la courbe des précipitations moyennes (P) avec celles des températures (T) (Zhao et *al.*, 2016). Ce diagramme, précise qu'un mois est biologiquement sec lorsque ses précipitations totales sont

inférieures ou égales au double de ses températures moyennes ($P \leq 2T$) (Bagnouls et Gausсен, 1953).

2. Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger

Le quotient pluviothermique d'Emberger est spécifique au climat méditerranéen, il est le plus fréquemment utilisé en Afrique du Nord (Benabadji et Bouazza, 2000). Louis Emberger a abouti à partir de ses travaux sur la végétation du Maroc à distinguer des étages bioclimatiques à partir de cet indice

$$\varphi = \frac{1000 P}{(M + m)(M - m)}$$

- P : Total des précipitations annuelles en mm ;
- M : Température moyenne des maxima du mois le plus chaud (degrés kelvin) ;
- m : Température moyenne des minima du mois le plus froid (degrés kelvin)

(De Montgolfier, 1985).

Les données climatiques utilisées pour l'établissement des diagrammes ombrothermiques de Bagnouls et Gausсен et le climagramme d'Emberger des communes de Timizart et Ain-El-Hammam (1998-2007) sont présentées dans les tableaux suivants :

Tableau 1 : Données climatiques de Timizart (1998-2007). (Office National de Météorologie de Dar-El-Beida).

Mois T(°C) - P(mm)	janv.	févr.	mars	avr.	mai	juin	juil.	août	sept.	oct.	nov.	déc.
Températures max (°C)	14,94	16,23	19,94	22,03	26,32	32,67	35,85	35,86	31,27	27,68	19,82	15,76
Températures min (°C)	5,99	6,21	8,9	10,99	14,55	18,77	21,58	22,19	18,85	16,05	10,61	7,48
Températures moy (°C)	10,46	11,22	14,42	16,51	20,43	25,72	28,71	29,02	25,06	21,86	15,21	11,62
Précipitations moy (mm)	118,6	105,17	95,8	98,25	56,16	9,25	3,54	9,64	34,29	65,96	147,54	103,87

Tableau 2 : Données climatiques de Ain-El-Hammam (1998-2007). (Office National de Météorologie de Dar-El-Beida).

Mois T(°C) - P(mm)	janv.	févr.	mars	avr.	mai	juin	juil.	août	sept.	oct.	nov.	déc.
Températures max (°C)	9,2	12,91	17,1	19,18	23,43	29,92	32,17	30,67	25,67	18,89	11,8	9,64
Températures min (°C)	1,3	3,51	6,57	8,46	12,21	17,42	18,63	18,22	14,09	9,03	4,39	2,43
Températures moy (°C)	5,25	8,21	11,83	13,82	17,82	23,67	25,4	24,44	19,88	14	8,09	6,03
Précipitations moy (mm)	213,22	167,65	134,4	94,39	94,06	8,69	4,27	8,42	42,35	65,4	132,06	201,51

III. Méthode d'échantillonnage des déchets solides municipaux des deux communes Timizart et Ain-El-Hammam

Pour estimer la composition physique des DSM de Timizart et Ain-El-Hammam nous nous sommes référés à la méthode adoptée dans une étude commanditée par la Direction de l'Environnement de la wilaya de Tizi-Ouzou qui se base sur la méthode de caractérisation des ordures ménagères (MODECOM) élaborée en France par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) en 1993 et reprise par la norme NF XP X 30-408 de l'Association Française de Normalisation (AFNOR, 1996), validée au niveau Européen. Cette méthode vise à déterminer le tri et la classification des ordures ménagères brutes (sans collecte sélective) en terme de catégories (putrescibles ou matières organiques, papiers, cartons, plastiques, verres, bois, textiles, métaux, etc.) de sorte qu'il soit possible d'estimer directement le pourcentage des composés.

Le choix du nombre de catégories suivant lesquelles les déchets sont triés, dépend des objectifs de l'étude et des moyens disponibles pour réaliser celle-ci. Dans notre cas, nous nous sommes basés sur le nombre de 7 catégories différentes fixé par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement Algérien (tableau 3).

Le principe de la méthode est d'effectuer un prélèvement d'échantillons de déchets de 100Kg, au déchargement d'un camion, aux décharges communales de Timizart et Ain-El-Hammam. Le procédé consiste à remplir de grands sachets poubelle que nous avons pesés à l'aide d'une balance romaine. Nous avons ensuite procédé au tri manuel et à la pesée de chaque composant.

Afin d'estimer les variations saisonnières de la composition physique des DSM des deux décharges, l'opération d'échantillonnage a été réalisée dans la chronologie suivante : Hiver, Printemps, Eté et Automne 2015.

Tableau 3: Description des catégories retenues pour le tri des Déchets Solides Municipaux

Catégorie	Description
Matières organiques	Epluchures de légumes et de fruits, restes de nourriture, déchets verts de jardins, cadavres d'animaux.
Papiers, cartons	Papiers de bureaux, journaux, magazines et sacs en papier, emballages en carton des produits de lessive et des denrées alimentaires (lait, jus, céréales, biscuits et biscottes), boîtes d'appareils électroménagers et de chaussures.
Plastiques	Sacs en plastique, bouteilles en PVC (polychlorure de vinyle) et en PET (polyéthylène téréphtalate) emballages en plastique des produits agroalimentaires, bidons de plastique rigides.
Textiles	Reste de vêtements en coton, laine et nylon, serviettes hygiéniques et couches.
Verres	Bouteilles de boissons gazeuses et de parfums, verres à boire, bocaux, pots pour aliments et produits cosmétiques.
Métaux	Canettes de soda, boîtes de conserve, ferraille et parfois l'aluminium.
Spéciaux	Peintures, piles, batteries, thermomètres, tubes néons, ampoules, colorants, produits phytosanitaires, médicaments périmés, Radiographies médicales.

IV. Méthode d'échantillonnage du sol au niveau des décharges communales de Timizart et Ain-El-Hammam

L'échantillonnage est l'étape la plus critique dans la collecte des données de répartition spatiale des propriétés du sol. L'historique du site de la décharge de Timizart dans l'espace-temps (l'élargissement de la surface appropriée à la décharge) et le terrain accidenté de la décharge de Ain-El-Hammam, ont créé une variabilité dans l'ancienneté des déchets entreposés sur le sol. De ce fait, nous avons adopté l'échantillonnage aléatoire stratifié.

Les échantillons prélevés au sein de la décharge de Timizart sont notés « S' » et ceux collectés dans la décharge de Ain-El-Hammam sont marqués « S ».

L'échantillonnage aléatoire stratifié exige que les échantillons soient recueillis à des endroits choisis au hasard à partir d'une zone ou d'une strate homogène (Zhao et al, 2016). Pour ce faire, nous avons subdivisé les décharges en strates homogènes selon un gradient spatiotemporel pour Timizart (les strates S'1 et S'2 constituent les nouvelles Strates de 8 hectares de superficie, fonctionnelles depuis 2005 et S'3 constitue l'ancienne strate de 4 hectares existante durant la période (1985-2005) (figure13). Aussi, nous avons considéré, pour Ain-El-Hammam, un gradient altitudinale de 100 m de différence entre chaque strate (S1 : 800 m, S2 : 700 m, S3 : 600 m) (figure 14), pour ensuite extraire trois échantillons aléatoires dans chaque strate. Les strates S'0 de Timizart et S0 de Ain-El-Hammam constituent les strates en contre haut des deux décharges, soumises à des retombées atmosphériques. De ce fait nous avons obtenu un nombre total d'échantillons égal à 96 échantillons (3 échantillons \times 4 strates \times 2 décharges \times 4 saisons).

Dans le but d'évaluer les variations saisonnières de l'impact des DSM sur certaines propriétés physicochimiques et bactériologiques du sol, l'opération d'échantillonnage a été réalisée dans la chronologie suivante : Hiver, Printemps, Eté et Automne 2015.

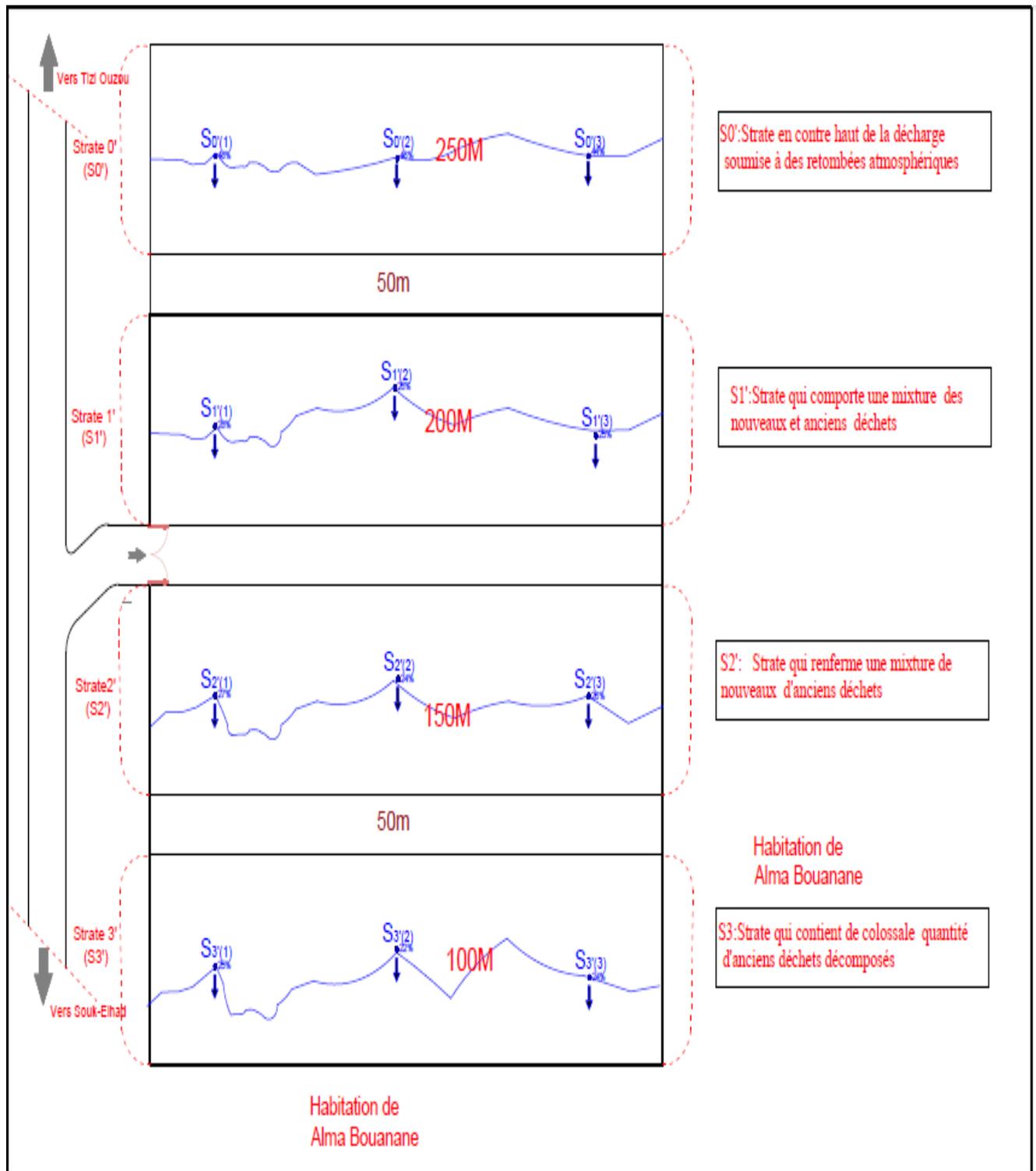


Figure 13 : Plan d'échantillonnage du sol de la décharge de Timizart (Échelle : 1 /1000).

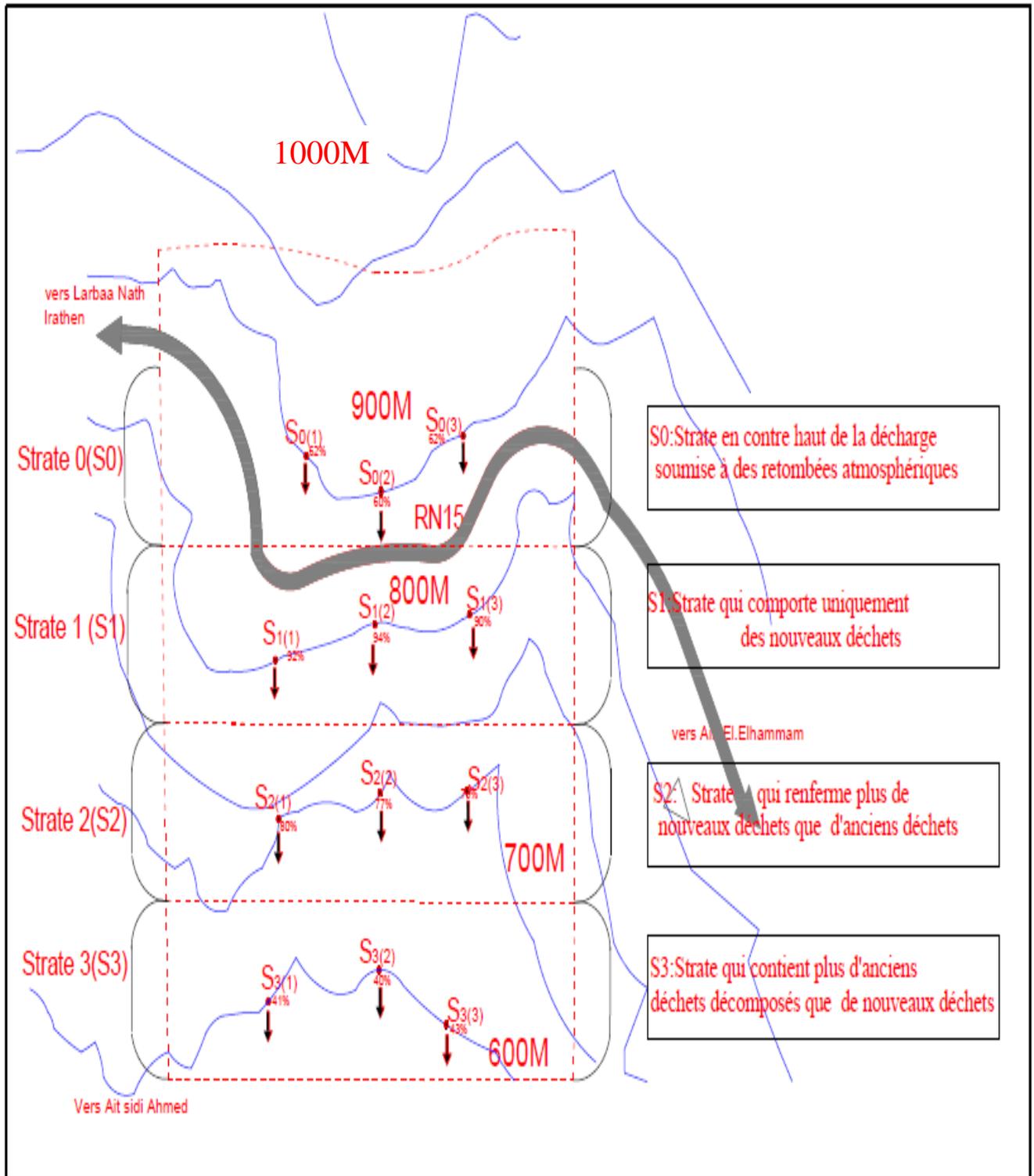


Figure 14 : Plan d'échantillonnage du sol de la décharge de Ain-El-Hammam (Échelle : 1 /1000).

- **Technique de prélèvement des échantillons du sol**

Cette technique consiste à écarter les détritiques sur les cinq premiers centimètres du sol, puis à prélever au moyen d'une tarière-gouge manuelle, des échantillons de sol dans la couche superficielle (0-25 cm de profondeur) qui correspond à l'horizon de surface. Le choix de cette profondeur est dictée par le fait que : la pollution est accentuée au niveau de cet horizon car les métaux lourds issus d'apports extérieurs s'accumulent en surface et leur concentration décroît avec la profondeur (Baize, 2010). De plus, l'activité biologique est maximale dans l'horizon de surface et diminue plus ou moins rapidement avec la profondeur (Hatimi et Tahrouch, 2007).

Les échantillons de sol prélevés ont été nettoyés de tous les débris et tamisés à l'aide d'un tamis à mailles rondes de 2 mm de diamètre en prenant soin de stériliser le tamis avec de l'alcool éthylique à 70 % entre chaque échantillon afin d'éviter les contaminations bactériennes. Chaque échantillon a été divisé en deux parties. Une première moitié pour les analyses physicochimiques du sol (séché à la température ambiante) et l'autre moitié pour les analyses bactériologiques du sol (conservé au réfrigérateur à 4°C).

V. Méthodes d'analyses physicochimiques du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam

1. Analyse granulométrique

L'analyse granulométrique a pour objectif de classer les particules minérales du sol (argiles, limons et sables) par catégories de diamètre afin de déterminer sa texture. Elle est effectuée par la méthode internationale utilisant la pipette de Robinson (Baize, 2000) selon ce mode opératoire :

1.1. Destruction de la matière organique

La destruction de la matière organique se déroule en deux étapes différentes :

- La première étape consiste à faire l'attaque à froid pendant 24 heures :
 - verser 20 g de terre tamisée à 2 mm dans un Erlenmeyer ;
 - Ajouter 20 ml d'eau oxygénée (à 20 volumes) et laisser agir pendant une nuit.
- La deuxième étape consiste en une attaque à chaud qui se déroule comme suit :
 - Ajouter 400 ml d'eau distillée ;
 - Chauffer à ébullition sur bain de sable pendant 2 heures.

1.2. Stabilisation de la suspension

- Ajouter 10 ml d'Hexamétaphosphate de sodium à 40 % et 2 ml d'ammoniaque ;
- Agiter pendant 2 heures.

1.3. Prélèvement des fractions minérales

- Verser la suspension préparée dans une éprouvette et compléter à un litre avec l'eau distillée ;
- Agiter de nouveau l'éprouvette par retournement à la main en bouchant son extrémité pour homogénéiser la solution, poser l'éprouvette et laisser décanter pendant 6 heures ;
- Prélever les argiles et les limons fins à l'aide de la pipette de Robinson ;
- Sécher les argiles et les limons fins à l'étuve à 105°C pendant 24 heures ;
- Récupérer les sables dans un creuset après lavages successifs par jets de pissette ;
- Remettre les sables dans une éprouvette et étuver à 105°C pendant 24 heures ;
- Verser le contenu de l'éprouvette sur deux tamis superposés, le premier à 0,2 mm et le second de 0,05 mm ; les sables retenus sur le tamis 0,2 mm sont les sables grossiers, et les sables fins sont ceux retenus sur le tamis de 0,05 mm.

1.4. Détermination de la texture du sol

- Calculer les pourcentages des argiles, des limons et des sables ; les porter sur le triangle de texture classique afin de déterminer la texture des sols échantillonnés.

2. Mesure de la conductivité électrique

La conductivité électrique du sol est mesurée suivant la méthode électrométrique, en utilisant un conductimètre, qui se fait sur un extrait au 1/5 (Li et *al.*, 2016).

❖ Mode opératoire

- Placer 20 g d'échantillon du sol séché et tamisé dans un flacon ;
- Ajouter 100 ml d'eau distillée ;
- Laisser agiter sur un agitateur magnétique non chauffant pendant 30 mn ;
- Filtrer et refiltrer à l'aide du papier filtre jusqu'à obtention d'un filtrat clair ;
- Ajouter 2 gouttes d'hexamétaphosphate de sodium à 0,1 % ;
- Mesurer la conductivité électrique à l'aide du conductimètre.

3. Mesure du pH

La mesure du pH est matérialisée par la méthode électrométrique au moyen d'un pH-mètre à lecture directe sur une suspension sol/eau égal à 1/2,5 (Wang et *al*, 2013).

❖ Mode opératoire

- Introduire 20 g de terre fine dans un bécher de 100 ml ;
- Ajouter 50 ml d'eau distillée ;
- Agiter sur un agitateur magnétique pendant 30 mn ;
- Laisser reposer pendant 2 heures ;
- Remettre en suspension la terre et mesurer avec le pH-mètre en faisant la lecture directe.

4. Dosage du calcaire total

Selon Djili et *al.*, (1999) le dosage du calcaire total (%) est réalisé par la méthode volumétrique à l'aide du Calcimètre de Bernard, en décomposant les carbonates de calcium par l'acide chlorhydrique, et en mesurant le volume de CO₂ dégagé, selon la réaction suivante : $CaCO_3 + 2HCl \rightarrow CaCl_2 + CO_2 + H_2O$

Le pourcentage de calcaire total est calculé comme suit :

$$CaCO_3(\%) = (V_t - V_e) * 12,5 / V_t \quad ; \quad V_t : \text{Volume témoin} ; \quad V_e : \text{Volume de l'échantillon}$$

❖ Mode opératoire

- Remplir le Calcimètre de Bernard, avec la solution de chlorure de sodium (NaCl) ;
- Introduire 0.3 g de carbonate de calcium pur, ajouter un peu d'eau distillée (échantillon témoin) ;
- Ajouter 15 ml de HCl et boucher l'appareil en s'assurant que le liquide est bien à zéro de l'échelle graduée ;
- Agiter énergiquement pour mettre en contact le HCl et le CaCO₃ ;
- Faire la lecture lorsque le niveau de liquide est stable ;
- Recommencer la même opération en remplaçant le CaCO₃ par 0,5 g de sol tamisé (l'échantillon à doser).

5. Dosage du carbone et détermination de la matière organique

Le dosage du carbone organique permet de déterminer d'une part la teneur en carbone dans le sol et d'autre part la teneur en matière organique. Le carbone est dosé par la méthode volumétrique d'Anne (1965) qui consiste en une oxydation de la matière organique de l'échantillon de sol prélevé par la solution de bichromate de potassium à chaud, en milieu sulfurique. L'excès de bichromate de potassium non réduit, est titré par la solution de Mohr en présence du diphénylamine et par différence avec un témoin ne contenant pas le sol. On déduit la partie réduite, proportionnelle à la teneur en carbone (Pernes-Debuyser et Tessier 2002).

❖ Mode opératoire

- Introduire 0.25 g de terre dans un bécher de 100 ml ;
- Ajouter une solution oxydante composée de 5 ml de bichromate de potassium à 8 % (en excès) et 10 ml d'acide sulfurique ;
- Chauffer doucement le tout pendant 1 h au bain marie (ébullition lente et modérée) ;
- Après 1 heure, laisser refroidir ;
- Diluer avec 25 ml d'eau distillée ;
- Ajouter 5 ml d'indicateur coloré diphénylamine ;
- Titrer goutte-à-goutte le bichromate de potassium restant avec le sel de Mohr en utilisant la Burette de Mohr ;
- La fin du dosage est observée au virage de la couleur de la solution bleu-violet à vert.
- Calculer le pourcentage du carbone organique en suivant cette formule:

$$C (\%) = (N' - N) \times 0,615 \quad N': \text{Volume témoin}, N : \text{Volume de l'échantillon.}$$

- Déterminer le taux de la matière organique en appliquant la formule suivante :

$$(\%)MO = (\%)C \times 1,72$$

6. Dosage des métaux lourds

Les métaux lourds ont été dosés à l'aide d'un spectromètre d'absorption atomique à flamme (SAA de type Analytique Jena, modèle ZEE nit 700), conformément à la méthode suivie par le laboratoire de géochimie minérale de la Division Laboratoires de Sonatrach (Société Algérienne des Hydrocarbures), résumée comme suit :

6.1. Principe

Pour étudier les échantillons du sol il a d'abord fallu les mettre en solution. Le protocole analytique de cette méthode consiste en une minéralisation totale de la matière organique contenue dans les échantillons du sol, par un mélange d'acide nitrique, d'acide chlorhydrique et d'acide fluorhydrique dans des bombes fermées en téflon (Equilabo, France), puis en une analyse du minéralisât par absorption atomique avec flamme.

6.2. Protocole expérimental

- Broyer les échantillons du sol séchés dans un creuset en agate puis tamiser à 250 μm ;
- Peser $1\text{g} \pm 0,5\text{ mg}$ de chaque échantillon et les mettre dans des bombes en téflon de 50 ml, ajouter 7,5 ml d'acide chlorhydrique, 2,5 ml d'acide nitrique et 6 ml d'acide fluorhydrique, fermer les bombes et laisser reposer une nuit à température ambiante afin de permettre une oxydation lente de la matière organique du sol ;
- Placer ensuite les bombes fermées dans un bloc chauffant : bain de sable (Gerhardt, Allemand), chauffer à fond pendant 10 minutes, puis redescendre à 180°C. Laisser alors la minéralisation se poursuivre pendant 2 h, bombes fermées ;
- Arrêter la minéralisation, laisser refroidir les bombes maintenues fermées plusieurs minutes à température ambiante, puis transférer les solutions dans des tubes en polyéthylène gradués à 250 ml, ajuster au volume avec de l'eau déminéralisée. En cas de trouble, révélant une mise en solution incomplète, centrifuger ou filtrer la solution avant l'analyse (le mentionner dans le rapport d'analyse) ;
- Effectuer des témoins (les blancs de minéralisation) avec les mêmes réactifs mais sans les prises d'essais. L'assurance de qualité requiert, entre-autre, l'utilisation de standards à concentration certifiée en éléments recherchés appelés les solutions étalon ; nous avons donc réalisé des étalons à partir de solutions certifiées à 1000 ppm de Jobin Yvon certifiés par ISO 9001, France au 1mg/g de chaque élément ;

- Après le réglage du spectromètre d'absorption atomique, passer successivement les solutions étalon, la solution d'essai et le témoin. Doser les éléments en utilisant les longueurs d'ondes suivantes : Cu : 324,7 nm ; Zn : 213,9 nm ; Cd : 228,8 nm ; Pb : 217,0 nm ; Ni : 232,0 nm et Cr : 357,9 nm.

VI. Méthodes d'analyses bactériologiques du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam

1. Méthode d'échantillonnage

En raison de la mobilité des espèces bactériennes et le coût élevé de la réalisation des analyses d'identification bactériologique du sol avec un total d'échantillons équivalent à 96 échantillons pour les deux décharges étudiées et sur les quatre saisons de l'année ; nous avons adopté dans ce type d'analyse la notion d'échantillon moyen.

Pour ce faire, nous avons mélangé les 3 échantillons prélevés de chaque strate et nous avons pris un échantillon représentatif des 3 qu'on a appelé l'échantillon moyen. Ainsi, nous avons obtenu un total moyen de 32 échantillons (1 échantillon \times 4 strates \times 2 décharges \times 4 saisons).

2. Méthode d'isolement des bactéries du sol

2.1. Préparation de la solution du sol des échantillons moyens des strates des deux décharges (Timizart et Ain-El-Hammam)

Nous avons introduit spécifiquement 10 g de sol frais de chaque échantillon moyen des strates des deux décharges étudiées dans des flacons stériles préalablement tarés contenant 50 ml de la solution TSE (Tryptone, Sel, Eau) qui constitue un milieu d'enrichissement, dont la composition est donnée en annexe 2. L'ensemble est placé pendant 30 mn sur un agitateur magnétique (IKA, Allemand) ; il constitue la solution mère.

2.2. Ensemencement

Un volume de 1 ml de chaque solution mère qui correspond à chaque échantillon moyen du sol des strates des deux stations d'études estensemencé par inondation à la surface des boîtes de Petri contenant des milieux de cultures recommandés pour l'isolement des bactéries du sol qui ont été fournis par l'institut Pasteur (tableau 4) et dont la composition est donnée en annexe 2.

Tableau 4 : Les milieux de culture utilisés pour l'isolement des bactéries du sol

Milieux de culture	Germes recherchés	Température et durée d'incubation
VRBL, BCP, HEKTOEN	<i>Enterobacterias: Echerichia, Proteus, Citrobacter, Enterobacter, Shigella, Salmonella, Klebsiella, Yersinia, Providentia, Serratia</i>	37°/24 h
GC, CHAPMAN	<i>Staphylocoques</i>	37°/24 h
HEKTOEN + King A et King B	<i>Pseudomonas</i>	37°/24 h
TSN	<i>Clostridium</i>	46°/24 h
MCC, GSF	<i>Streptocoques</i>	37°/24 h

2.3. Incubation

Toutes les boîtes de Petriensemencées sont mises dans un incubateur (B 28-Binder, allemand) réglé à 37°C pendant 24 h, à l'exception de cellesensemencées sur le milieu de culture TSN et qui vont servir à l'isolement de *Clostridium*s, ces boîtes incubées à 46°C pendant 24 h.

2.4. Isolement et purification

Dans le but d'obtenir des colonies bactériennes pures, toutes les colonies qui se ressemblent par leurs aspects macroscopiques et microscopiques sont purifiées par repiquages sur les mêmes milieux que ceux qui ont servi à leur isolement, par stries en zigzag. Cette opération est multipliée jusqu'à l'obtention des cultures pures.

2.5. Conservation

Toutes les boîtes de Petri contenant des cultures bactériennes pures ont été conservées à la température ambiante.

3. Méthode d'identification des isolats bactériens recensés au niveau du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam

3.1. Examen macroscopique

Les principaux caractères culturels distinctifs pris en considération pour l'identification macroscopique des colonies bactériennes sont ceux pris par Bergey (1974) à savoir la forme, la couleur (chromogénèse), l'élévation, la surface, l'opacité et la consistance des colonies.

3.2. Examen microscopique

Afin de réaliser une étude exhaustive des caractères microscopiques des souches bactériennes isolées au niveau des deux stations d'études, nous avons utilisé les clefs d'identification microscopique de Galzy et Guiraud (1980). Leurs protocoles sont énumérés dans les points suivants :

3.2.1. Coloration de Gram

La coloration de Gram permet de mettre en évidence les propriétés de la paroi bactérienne. Elle est subdivisée en 5 étapes principales, à savoir :

Etape 1 : Réalisation d'un frottis bactérien : prélever une colonie bactérienne avec une pipette Pasteur, l'étaler sur une lame propre contenant une goutte d'eau distillée, sécher et fixer le frottis bactérien à la flamme du bec bunsen ;

Etape 2 : Recouvrir toute la lame de 4 à 5 gouttes de violet de gentiane pendant 1 minute :

- Chasser le violet de gentiane sans laver la lame ;
- Fixer avec du lugol pendant 1 minute ;
- Rincer la lame à l'eau courante et l'égoutter ;

Etape 3 : Décoloration à l'alcool 90° :

- Recouvrir la lame d'alcool à 90° pendant 15 secondes ;
- Rincer la lame aussitôt à l'eau courante et l'égoutter ;

Etape 4 : Recoloration à la fuchsine de Ziehl :

- Recouvrir la lame de 2 à 3 gouttes la fuschine de Ziehl pendant 1 minute ;
- Rincer abondamment à l'eau courante et l'égoutter ;
- Sécher la lame à la flamme du bec bunsen ;

Etape 5 : Observer au microscope photonique (G. x100).

Les bactéries à Gram positif se présentent sous une couleur violette. Les bactéries à Gram négatif apparaissent roses.

3.2.2. Mise en évidence des spores

La mise en évidence de la spore est réalisée avec la coloration de Write-Shaeffer-Fulton, elle est subdivisée en 5 étapes principales :

Etape 1 : Submerger un frottis bactérien âgé de cinq à sept jours avec le vert de malachite ;

Etape 2 : Chauffer jusqu'à émanation de vapeur et laisser agir pendant cinq minutes ;

Etape 3 : Rincer abondamment à l'eau courante et égoutter ;

Etape 4 : Recolorer avec de la safranine et laisser agir pendant une minute ;

Etape 5 : Observer au microscope photonique (G. x100).

La cellule bactérienne apparaît rose et les spores se présentent sous une couleur bleu verte

3.2.3. Mise en évidence de la mobilité bactérienne

La mise en évidence de la mobilité bactérienne est réalisée en 4 étapes :

Etape 1 : Prélever une colonie bactérienne âgée de 24 heures à l'aide d'une anse de platine ;

Etape 2 : Effectuer une piqûre centrale dans un tube de milieu mannitol-mobilité ;

Etape 3 : Incuber à 37°C pendant 24 heures ;

Etape 4 : Lecture du résultat :

Si la prolifération de la culture bactérienne est homogène dans toute la surface du tube, la bactérie est mobile et si elle est concentrée uniquement le long de la piqûre centrale, la bactérie est immobile.

3.2.4. Mise en évidence de la capsule

La mise en évidence de la capsule est réalisée en 2 étapes :

Etape 1 : Placer une suspension bactérienne sur une lame et ajouter 2 à 3 gouttes d'encre de Chine ;

Etape 2 : Observer au microscope photonique (G. x100).

La capsule apparaît sous la forme d'un halo blanc brillant et réfringent.

3.2.5. Mise en évidence des flagelles

La mise en évidence des flagelles est réalisée en 4 étapes :

Etape 1 : Appliquer sur un frottis bactérien 2 à 3 gouttes de colorant de Rhodes pendant 5 minutes ;

Etape 2 : Ajouter 2 à 3 gouttes du nitrate d'argent ammoniacal porté préalablement à ébullition durant 5 minutes ;

Etape 3 : Rincer abondamment à l'eau courante et égoutter ;

Etape 4 : Observer au microscope photonique (G. x100).

Les bactéries apparaissent sombres avec des dépôts argentiques sur les flagelles.

3.3. Identification des isolats bactériens par les galeries biochimiques classiques

Afin d'identifier les souches bactériennes isolées, nous avons employé les galeries biochimiques classiques suivant la méthode de Marchal et Bourdon (1982). La composition de leurs milieux de culture et réactifs est donnée en annexe 2.

3.3.1. Test Viande Fois (VF)

Ce test est utilisé dans le but de déterminer le type respiratoire des souches bactériennes isolées. Nous les avons ensemencés dans des milieux de culture contenus dans des tubes fins et profonds, type gélose viande-foie (gélose VF). Pour cela, nous avons adopté les étapes suivantes :

Etape 1 : Régénérer le milieu de culture VF pendant 20 min au bain-marie à 100°C ;

Etape 2 : Laisser refroidir aux environs de 45°C ;

Etape 3 : Ensemencer à l'aide d'une pipette Pasteur longue par piqure centrale ;

Etape 4 : Incuber à 37°C pendant 24 heures ;

Etape 5 : Lecture du résultat :

- Si la culture bactérienne se développe uniquement en surface du milieu, la souche est aérobie stricte (AS).
- Si la culture bactérienne se prolifère exclusivement en profondeur de la gélose, la souche est anaérobie stricte (NS).
- Si la culture bactérienne se propage le long du tube, la souche est aéro-anaérobie facultative (ANF).

3.3.2. Test Rouge de Méthyle (RM)

Grâce au rouge de méthyle, le test RM permet la mise en évidence de la fermentation d'acides mixtes par acidification d'un milieu glucosé après fermentation du glucose. Les étapes de la réalisation de ce test sont les suivantes :

Etape 1 : Ensemencer un milieu Clark et Lubs avec quelques gouttes de suspension bactérienne ;

Etape 2 : Incuber à 37°C pendant 48 heures ;

Etape 3 : Transférer à l'aide d'une pipette Pasteur environ 2 ml du milieu Clark et Lubs ensemencé et incuber dans un autre tube stérile ;

Etape 4 : Ajouter 1 à 2 gouttes du rouge de méthyle ;

Etape 5 : Lecture du résultat :

- Coloration rouge : souche RM⁺.
- Coloration jaune : souche RM⁻.

3.3.3. Test Voges Proskauer (VP)

Ce test (Voges et Proskauer) permet la mise en évidence de la production d'acétoïne au cours de la fermentation du butylène glycolique, en présence d'alpha-naphtol (VPI) et de la soude caustique (VPII).

Les étapes de cette réaction sont les suivantes :

Etape 1 : Ensemencer un milieu Clark et Lubs avec quelques gouttes de suspension bactérienne ;

Etape 2 : Incuber à 37°C pendant 48 heures ;

Etape 3 : Transférer à l'aide d'une pipette Pasteur environ 1 ml du milieu Clark et Lubs ensemencé et incubé dans un autre tube stérile ;

Etape 4 : Ajouter 1 ml de VPI et 1 ml de VPII ;

Etape 5 : Agiter et attendre 10 min avant de conclure à un résultat négatif ;

Etape 6 : Lecture du résultat :

- Apparition d'une coloration rouge en surface : souche VP⁺.
- Absence d'une coloration rouge en surface : souche VP⁻.

3.3.4. Test Oxydase

Ce test permet la détection de l'enzyme : la phénylène diamine oxydase ou le cytochrome oxydase; enzyme entrant dans divers couples d'oxydo-réduction. Les étapes de la réalisation de ce test sont comme suit :

Etape 1 : Déposer un disque d'oxydase imprégné de diméthyl-para-phénylènediamine sur une lame ;

Etape 2 : Humidifier le disque avec quelques gouttes d'eau distillée stérile ;

Etape 3 : Mettre une colonie bactérienne fraîchement cultivée (culture de 18-24 heures) sur le disque ;

Etape 4 : Lecture du résultat (à 30 secondes) :

- Réaction positive : apparition d'une coloration violette en 30 secondes.
- Réaction négative : apparition d'une coloration violette tardivement (après 30 secondes) ou une absence de couleur.

3.3.5. Test Catalase

La catalase est un enzyme ayant la propriété de décomposer le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) avec dégagement d'oxygène selon la réaction suivante : $2 \text{H}_2\text{O}_2 \longrightarrow 2 \text{H}_2\text{O} + \text{O}_2$

Pour la réalisation de ce test nous avons suivi ces étapes :

Etape 1 : Déposer sur une lame une colonie bactérienne à l'aide d'une pipette Pasteur ;

Etape 2 : Ajoute quelques gouttes d'eau oxygénée (à 10 volumes) ;

Etape 3 : Lecture du résultat :

Apparition de l'effervescence : Catalase $^+$.

Absence de l'effervescence : Catalase $^-$.

3.3.6. Test ONPG : recherche de la β -galactosidase

Ce test permet le dépistage de l'enzyme β -galactosidase qui catalyse l'hydrolyse du lactose en glucose et galactose. Les étapes de ce test sont les suivantes :

Etape 1 : Verser une suspension dense d'une culture bactérienne dans un tube à essai stérile ;

Etape 2 : Ajouter 0.5 ml d'eau physiologique et un disque ONPG (ortho-nitrophenil- β -D-galactopyranoside) ;

Etape 3 : Lecture du résultat :

Si la bactérie possède la β -galactosidase, la suspension bactérienne se colore en jaune citron.

3.3.7. Test Indole

Ce test a pour but de distinguer les bactéries productrices d'indole à partir du tryptophane (urée-indole). Les étapes de la réalisation de ce test sont comme suit :

Etape 1 : Inoculer une suspension dense d'une culture bactérienne dans le milieu de culture liquide (urée-indole) ;

Etape 2 : Incuber à 37°C pendant 24 heures ;

Etape 3 : Ajouter quelques gouttes de réactif de Kovacs ;

Etape 4 : Agiter puis laisser le réactif remonter en surface ;

Etape 5 : Lecture du résultat :

- Anneau rouge vermillon en surface : indole positif.
- Anneau brunâtre (couleur du réactif) : indole négatif.

3.3.8. Recherche de la citrate perméase

Afin de révéler si la bactérie isolée possède l'enzyme citrate perméase, nous avons utilisé le milieu de culture citrate de Simmons car il ne contient que le citrate comme seule source de carbone et seules les bactéries possédant cette enzyme sont susceptibles de proliférer sur ce milieu.

Pour la réalisation de ce test nous avons suivi ces étapes :

Etape 1 : Ensemencer une suspension bactérienne à l'aide d'une anse de platine, la pente du milieu de culture citrate de Simmons par stries longitudinales ;

Etape 2 : Incuber à 37°C pendant 48 heures ;

Etape 3 : Lecture du résultat :

- La prolifération de la bactérie sur le milieu de culture indique qu'elle possède l'enzyme citrate perméase.
- L'absence de la prolifération bactérienne sur le milieu de culture révèle qu'elle ne possède pas l'enzyme citrate perméase.

3.3.9. Recherche de la nitrate réductase

La nitrate réductase est une enzyme capable de catalyser la réaction de réduction des nitrates

Les étapes de la réalisation de ce test sont les suivantes :

Etape 1 : Ensemencer un bouillon nitraté avec 2 gouttes de suspension bactérienne ;

Etape 2 : Incuber à 37°C pendant 24 heures ;

Etape 3 : Ajouter 1 goutte de réactif de Griess A et 1 goutte de réactif de Griess B ;

Etape 4 : Lecture du résultat :

- L'apparition d'une coloration rouge orangé: Présence de nitrites provenant de la réduction des nitrates : nitrate réductase positive NR^+ .
- L'absence de coloration rouge donc absence de nitrites. Adjoindre une pincée de poudre de Zinc et Laisser agir pendant 5 mn.
- Apparition d'une coloration rouge orangé traduit qu'il reste des nitrates, donc ces derniers n'ont pas été réduits par les bactéries: nitrate réductase négative NR^- .
- Absence de la coloration rouge orangé signifie qu'il ne reste plus de nitrates, les bactéries les ont réduit au-delà du stade nitrites: nitrate réductase positive NR^+ .

3.3.10. Recherche des décarboxylases : lysine décarboxylase (LDC), ornithine décarboxylase (ODC) et arginine dihydrolase (ADH)

Les décarboxylases bactériennes sont des enzymes qui catalysent les réactions de décarboxylation des acides aminés. Elles présentent une grande importance taxonomique pour la différenciation entre les Entérobactéries et autres bacilles Gram-.

Le mode opératoire de cette recherche est subdivisé en 4 étapes :

Etape 1 : Partager le milieu Moeller dans 4 tubes différents ;

Etape 2 : Ajouter aux 4 tubes une petite quantité du pourpre de bromocrésol comme indicateur de pH ;

Etape 3 : Laisser un tube comme témoin, ajouter aux trois autres un des trois acides aminés suivants : Arginine, Lysine et ornithine ;

Etape 4 : Ensemencer chacun des 4 tubes avec quelques gouttes d'une suspension bactérienne dense ;

Etape 5 : Recouvrir la surface des tubes avec de la paraffine liquide pour satisfaire la condition anaérobie ;

Etape 6 : Incuber à 37°C pendant 24 heures ;

Etape 7 : Lecture du résultat :

- Si le témoin vire au jaune et les tubes contenant les acides aminés restent violets, les bactéries se sont développées et ont acidifié le milieu à partir du glucose puis l'ont ré-alcalinisé en utilisant les acides aminés : Résultat positif.
- Si le témoin et les tubes contenant les acides aminés virent au jaune, les bactéries se sont développées et ont acidifié le milieu à partir du glucose et ne l'ont pas ré-alcalinisé car elles ne possèdent pas les décarboxylases : Résultats négatif.

3.3.11. Test TSI: Triple-Sugar-Iron

Ce test permet de mettre en évidence d'une part, la fermentation de trois sucres (glucose, lactose et saccharose), avec ou sans dégagement de gaz, et d'autre part, la production d'hydrogène sulfuré H₂S. Ce test est subdivisé en 4 étapes :

Etape 1 : Ensemencer une colonie bactérienne en réalisant une piqûre centrale dans le culot et des stries serrés sur la pente du milieu TSI ;

Etape 2 : Incuber à 37°C pendant 24 heures (bouchons desserrés) de manière à favoriser les échanges gazeux ;

Etape 3 : Lecture du résultat :

- Si la bactérie fermente le glucose (glucose +) : le culot du tube TSI ensemencé vire du rouge au jaune.
- Si la bactérie fermente le saccharose et le lactose (saccharose + et lactose +) : la pente du tube TSI ensemencé vire du rouge au jaune.
- Si la bactérie produit le H₂S (H₂S+) : tout le tube TSI ensemencé vire au noir.
- Si la bactérie produit du gaz (gaz +) : la gélose TSI ensemencée se décolle le long du tube.

VII. Méthode d'analyse statistique des résultats

Pour le traitement statistique des résultats de notre étude, nous avons utilisé le logiciel Stat Box 6.40

1. Méthode d'analyse statistique des résultats physicochimiques des sols des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam**1.1. Analyse de la variance (ANOVA)**

Afin de mettre en évidence l'existence ou l'absence d'une différence significative entre les propriétés physicochimiques du sol des strates de la décharge de Timizart en fonction de la saison, nous avons réalisé une analyse de variance (ANOVA) à deux facteurs (facteur 1 = saison, facteur 2 = strate).

Nous avons testé les hypothèses au seuil de signification $\alpha = 0,05$; H₀ correspond à l'absence de différences significatives entre les propriétés physicochimiques du sol des strates de la décharge de Timizart en fonction des différentes saisons tandis que H₁ réfute cette dernière.

Pareillement, nous avons effectué une ANOVA pour les résultats physicochimiques du sol de la décharge de Ain-El-Hammam. H₀ correspond à l'absence de différences significatives entre les propriétés physicochimiques du sol des strates de la décharge de Ain-El-Hammam en fonction des différentes saisons tandis que H₁ rejette cette dernière.

1.2. Analyse en Composantes Principales (ACP)

En vue d'établir une analyse statistique globale des résultats des analyses physicochimiques obtenus, nous avons réalisé une Analyse en Composantes Principales (ACP).

A l'exception des analyses granulométriques (texture) pour lesquelles nous n'avons pas effectué des échantillonnages saisonniers, nous avons pris en considération tout le reste des paramètres physicochimiques analysés avec leurs résultats saisonniers : pH, conductivité électrique, calcaire total, matière organique et les métaux lourds (Cd, Pb, Ni, Zn, Cr, Cu).

Méthode d'analyse statistique des résultats Microbiologiques des sols des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam

- **Analyse Factorielle des Correspondances (AFC)**

Afin d'effectuer une analyse statistique globale des résultats microbiologiques des sols de nos deux stations d'études durant les quatre saisons de l'année, nous avons appliqué l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC).

CHAPITRE

III

Résultats et Discussions

I. Résultats et discussion

1. Résultats de l'étude climatique

1.1. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausсен

Les diagrammes ombrothermiques de Bagnouls et Gausсен des deux stations d'études Timizart et Ain-El-Hammam sont successivement mentionnés dans les figures 15 et 16 :

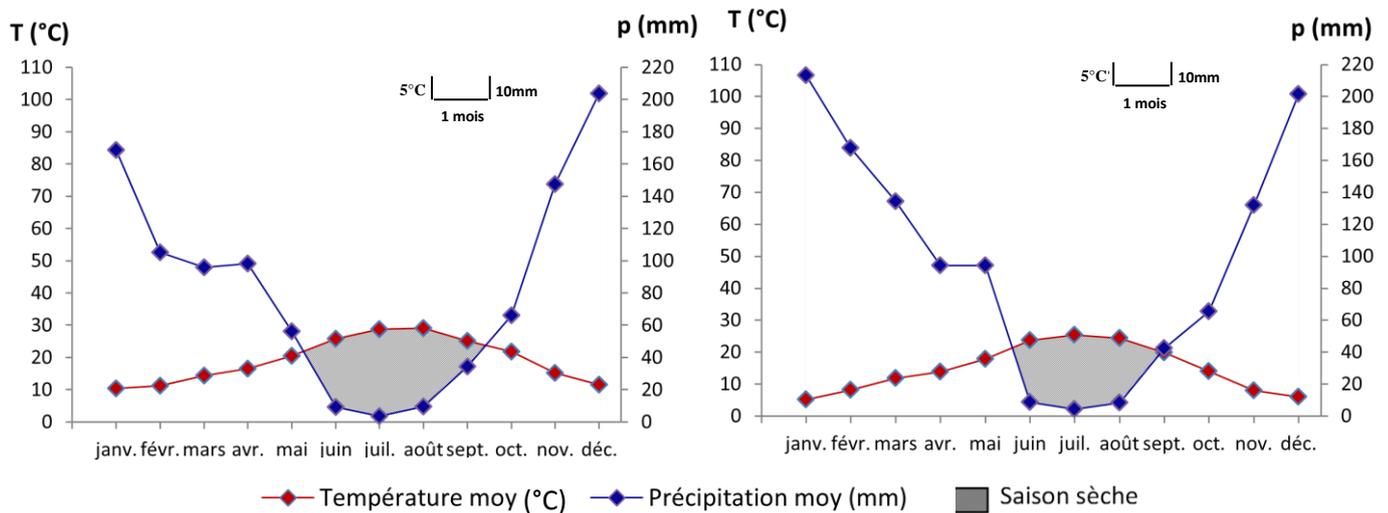


Figure 15 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausсен de Timizart (1998-2007)

Figure 16 : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausсен de Ain-El-Hammam (1998-2007)

Ces diagrammes ombrothermiques de Bagnouls et Gausсен révèlent la présence de deux périodes assez nettes pour les deux stations d'études : Timizart et Ain-El-Hammam.

- **Timizart** : est caractérisée par l'existence d'une période estivale sèche d'un peu plus de quatre mois s'étendant de la fin de la première semaine du mois de juin à mi-octobre et une période humide et froide s'étalant sur presque huit mois.
- **Ain-El-Hammam** : se distingue par la présence d'une période estivale sèche de presque trois mois qui s'étale du début de la dernière semaine du mois de juin jusqu'à la fin du mois de septembre et une période humide et froide s'étalant sur le reste de l'année (presque neuf mois).

1.2. Quotient pluviothermique et climagramme d'Emberger

La projection de nos stations d'études sur le climagramme d'Emberger est mentionnée dans la figure suivante :

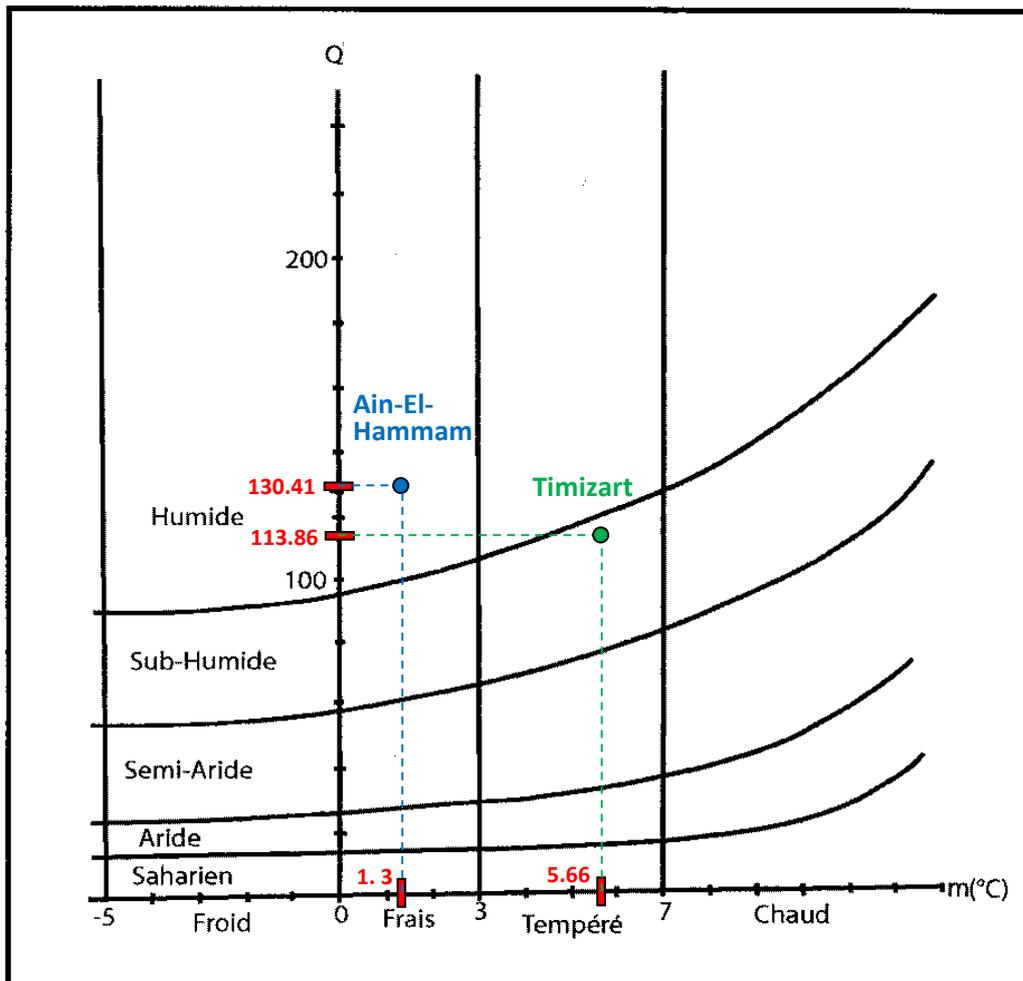


Figure 17: Climagramme d'Emberger des stations d'études (Timizart et Ain-El-Hammam).

Le climagramme d'Emberger ci-dessus nous rapporte que la commune de Ain-El-Hammam est classée dans l'étage bioclimatique humide à variante fraîche et que la commune de Timizart est classée dans l'étage bioclimatique subhumide à variante tempérée.

2. Résultats de la composition physique des déchets solides municipaux des deux communes Timizart et Ain-El-Hammam

Les résultats de la composition physique des DSM par saison des deux stations d'études sont affichés dans l'annexe 1.

2.1. Variations spatio-temporelles des différentes catégories des DSM des deux communes Timizart et Ain-El-Hammam

2.1.1. Matières organiques

Les résultats rapportés par la figure 18 nous indiquent que les déchets organiques constituent le pourcentage le plus élevé des DSM pour les quatre saisons des deux stations d'études ; avec une proportion pouvant atteindre 72,5 % à Timizart et 71,12 % à Ain-El-Hammam en Hiver suite à l'augmentation de préparations de plats chauds pendant cette saison qui exigent l'utilisation de beaucoup de légumes, et l'existence de fruits à pelures jetables en quantités abondantes (oranges, mandarines, grenades, etc.).

Une légère diminution de cette catégorie est enregistrée en Eté (68,22 % à Timizart et 67,75 % à Ain-El-Hammam) à cause du changement d'habitudes alimentaires en cette saison (plats légers, pizza, quiches, etc.) et la présence de beaucoup de fruits à pelures mangeables (pommes, poires, pêches, abricots, cerises, fraises, figes, raisins, prunes, etc.)

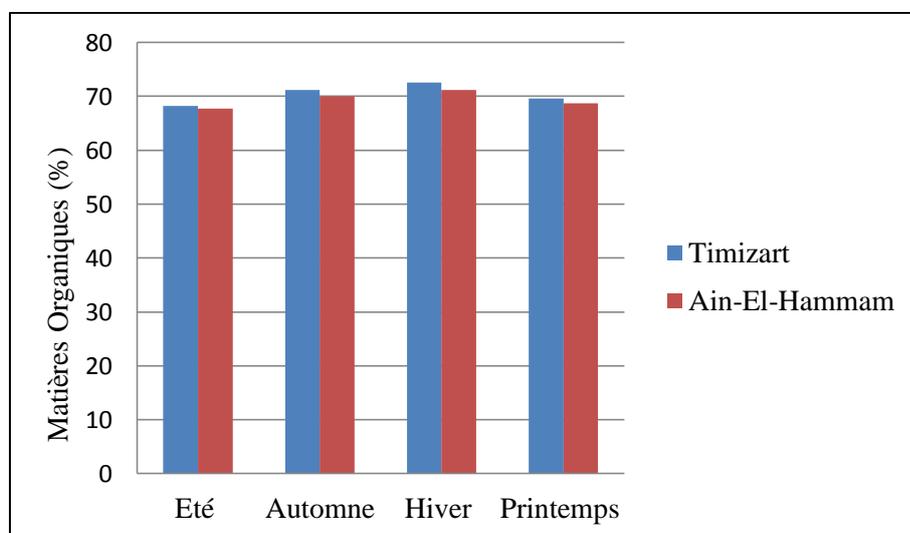


Figure 18 : Variations spatio-temporelles des matières organiques.

2.1.2. Papiers et cartons

Les résultats représentés par la figure 19 nous révèlent l'existence de variations saisonnières dans la quantité de papiers et cartons jetés au niveau des deux stations d'études suivant un gradient croissant : Hiver < Automne < Printemps < Eté ; les pourcentages les plus élevés sont enregistrés en Eté (9 % à Timizart et 8,3 % à Ain-El-Hammam), alors que les pourcentages les plus faibles sont enregistrés en Hiver avec 5,12% à Timizart et 4,82 % à Ain-El-Hammam.

L'élévation des pourcentages en papiers et cartons en Eté, peut être expliquée par l'augmentation des festivités, travaux de chantier et bâtiment et l'accroissement du nombre de vacanciers en cette saison. Ceci engendre une amplification d'achats des produits emballés dans des cartons-caisses pour les articles lourds tels que les appareils électriques et électroniques, etc ; les cagettes de produits alimentaires (fruits et légumes frais); les emballages de briques alimentaires (farine, sucre, biscuiterie, pâtisserie, confiserie), produits d'entretien, produits cosmétiques, produits pharmaceutiques, sacs de ciment, boîtes à chaussures, papiers d'hygiène, etc.

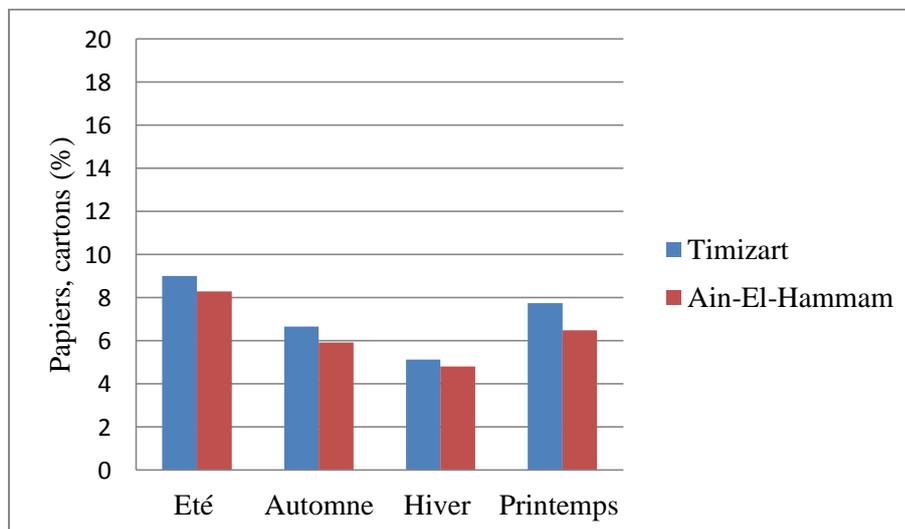


Figure 19 : Variations spatio-temporelles des papiers et cartons.

2.1.3. Plastiques

Les résultats relatés par la figure 20 nous dévoilent que les quantités en déchets plastiques affichent des variations saisonnières au niveau des deux stations d'études ; les quantités les plus élevées sont enregistrées en Eté (11 % à Timizart et 10,22 % à Ain- El-Hammam) et les plus faibles sont constatées en Hiver (8,75 % à Timizart et 7,85 % à Ain- El-Hammam) à cause de l'intensification d'utilisation des denrées alimentaires avec emballages en plastique durant les fortes chaleurs (bouteilles : d'eau minérale , boissons gazeuses, jus et huiles de cuisine, sachets et gobelets en plastique, pots de glaces et yaourts, etc.).

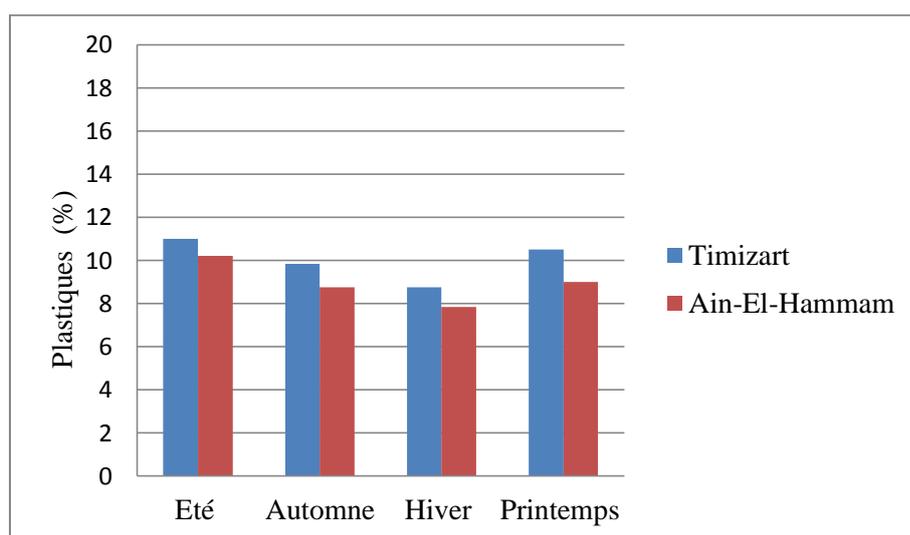


Figure 20 : Variations spatio-temporelles des plastiques.

2.1.4. Verres

Les résultats exposés par la figure 21, nous dévoilent que les quantités de verre jetées sont très faibles ; le taux maximal (2,57 %) est enregistré, en Eté, au niveau de la commune de Timizart et le taux le plus faible (0,6 %) est répertorié à Ain-El-Hammam en Hiver. Ces valeurs dépassent légèrement la moyenne nationale qui est de 2 % (figure 26). Ceci est dû à la conversion de beaucoup d'emballages de produits alimentaires, cosmétiques et pharmaceutiques du verre en plastique tels que : les bouteille d'huile et de jus, les pots de yaourts et confitures ; les pots de crème et bouteilles d'huiles essentielles, les médicaments antiseptiques tels que : les flacons d'alcool, d'eau oxygénée et de bétadine, etc.

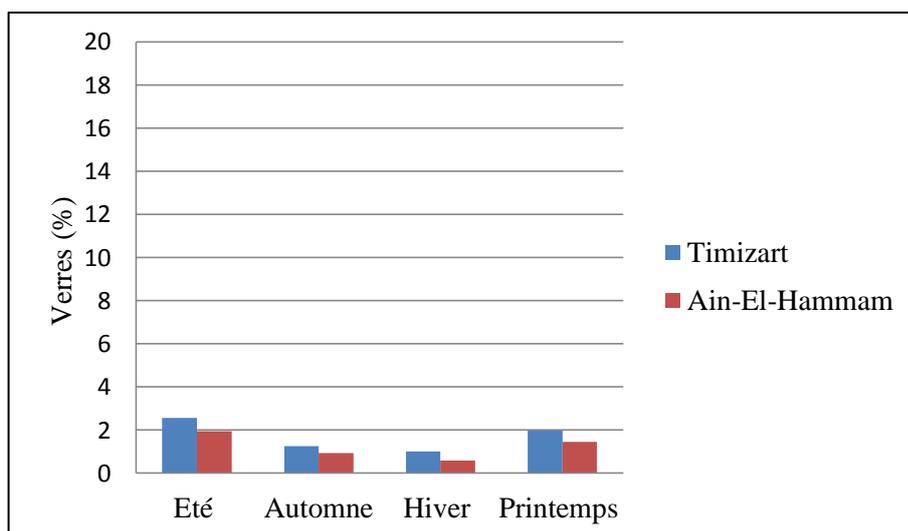


Figure 21 : Variations spatio-temporelles des verres.

2.1.5. Textiles

Les résultats rapportés par la figure 22 signalent que les quantités de textiles présentent des variations saisonnières, allant de 7,5 % au Printemps à Timizart jusqu'à 10,92 % en Hiver. Ain-El-Hammam, quant à elle, présente les pourcentages les plus élevés progressant de 9,2 % en Été jusqu'à 14,19 % en Hiver. Ces valeurs élevées de textiles peuvent être dues à la nature humide de certains composants de cette catégorie (couches bébés usagées) qui augmente leur poids, les valeurs maximales enregistrées en période Hivernale, sont probablement dû à l'état mouillé des textiles par les eaux de pluies qui exaspèrent leur poids

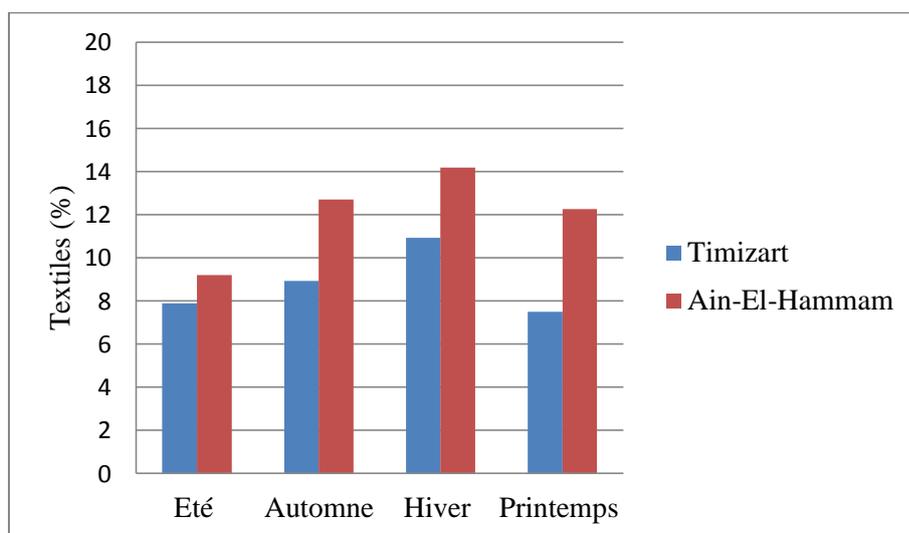


Figure 22 : Variations spatio-temporelles du Textiles.

2.1.6. Métaux

Les résultats exposés par la figure 23, démontrent qu'en général le taux des métaux relevé au niveau des deux stations d'études est faible par rapport aux autres catégories de DSM ; le maximum (2 %) et le minimum (0,5 %) ont été enregistrés au niveau de la commune Timizart durant le Printemps et l'Eté. Ain-El-Hammam présente de faibles fluctuations allant de 1 % en Hiver jusqu'à 1,8 % en Eté ; ce qui s'explique par le régime alimentaire des populations des deux communes qui est à base de fruits et légumes de saison (moins de produits en conserve) et peut être par un tri à la source de cette catégorie de résidus comme l'aluminium.

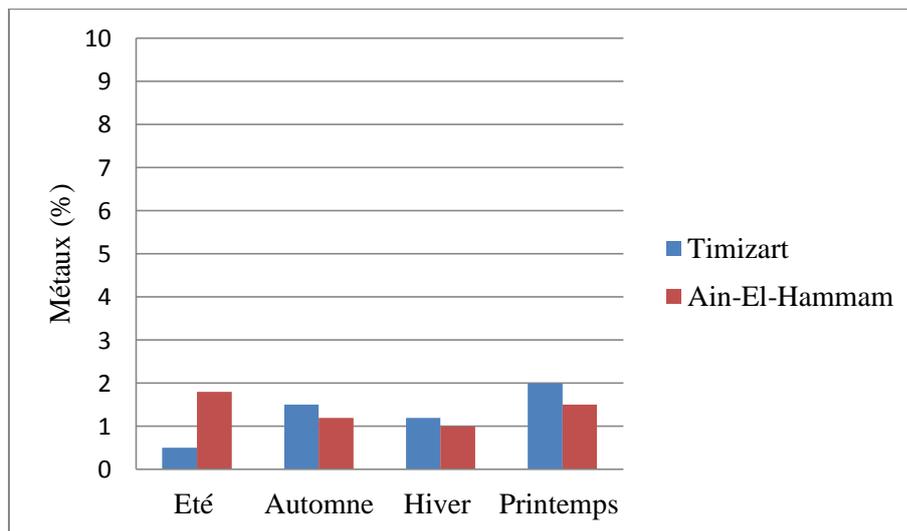


Figure 23: Variations spatio-temporelles des Métaux.

2.1.7. Spéciaux

Les résultats rapportés par la figure 24 nous dévoilent que les déchets spéciaux sont retrouvés en très faibles pourcentages durant les quatre saisons au niveau des deux communes étudiées, avec des valeurs très proches qui ne dépassent pas 0,82 % à Timizart et 0,78 % à Ain-El-Hammam en Eté. Cependant, ces rejets en petites quantités des déchets spéciaux par les ménages, engendrent un impact néfaste sur l'environnement et la santé publique en raison de leur toxicité.

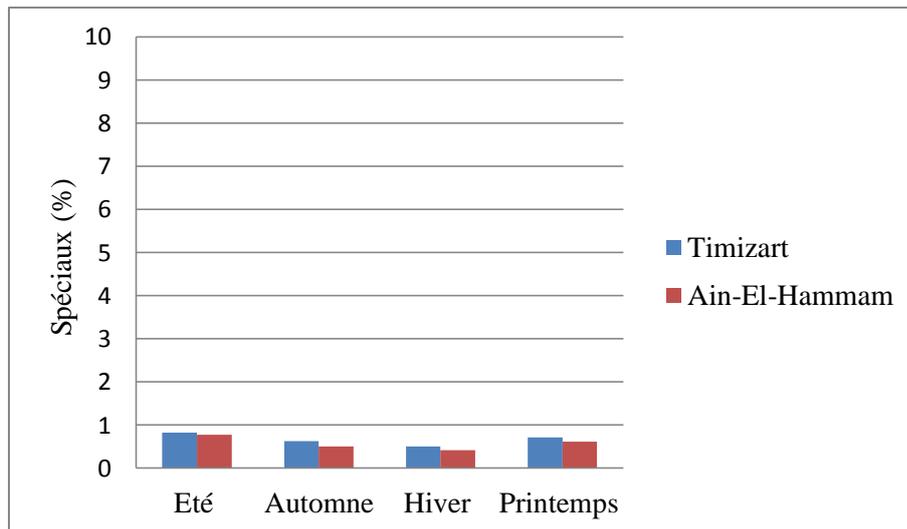


Figure 24: Variations spatio-temporelles des déchets spéciaux.

2.2. Comparaison entre la composition moyenne par catégorie de déchets solides municipaux de Timizart et Ain-El-Hammam

Les résultats de la composition moyenne par catégories des déchets solides municipaux de Timizart et Ain-El-Hammam (en %) sont illustrés dans la figure 25 et ceux des moyennes nationales sont représentés dans la figure 26.

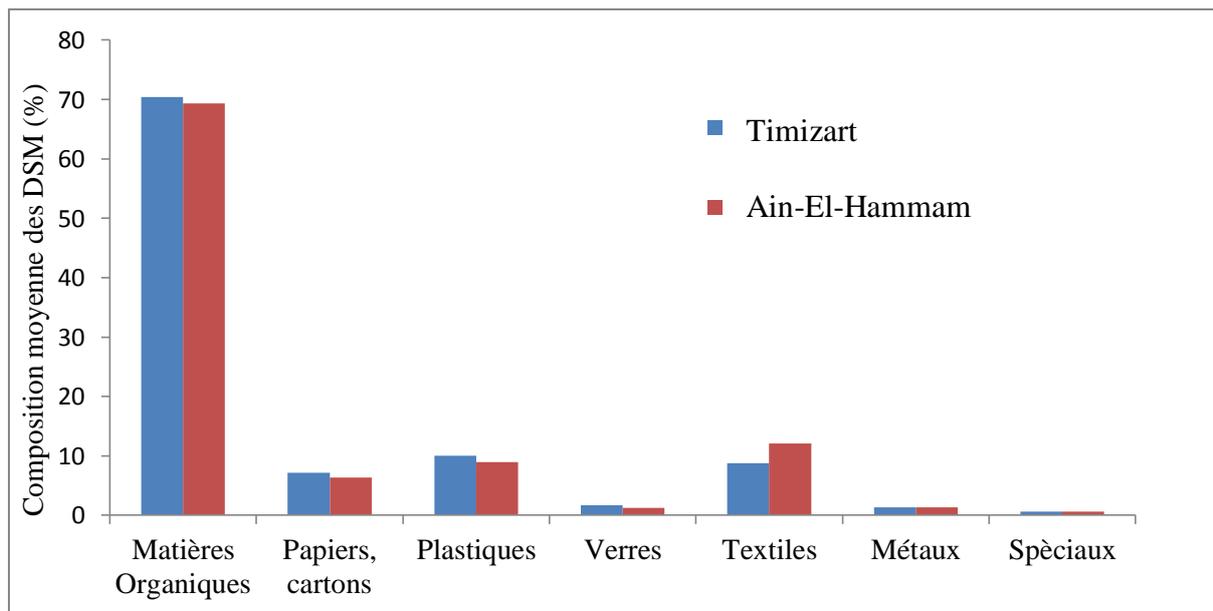


Figure 25: Composition moyenne par catégories des DSM de Timizart et A.E.H en %.

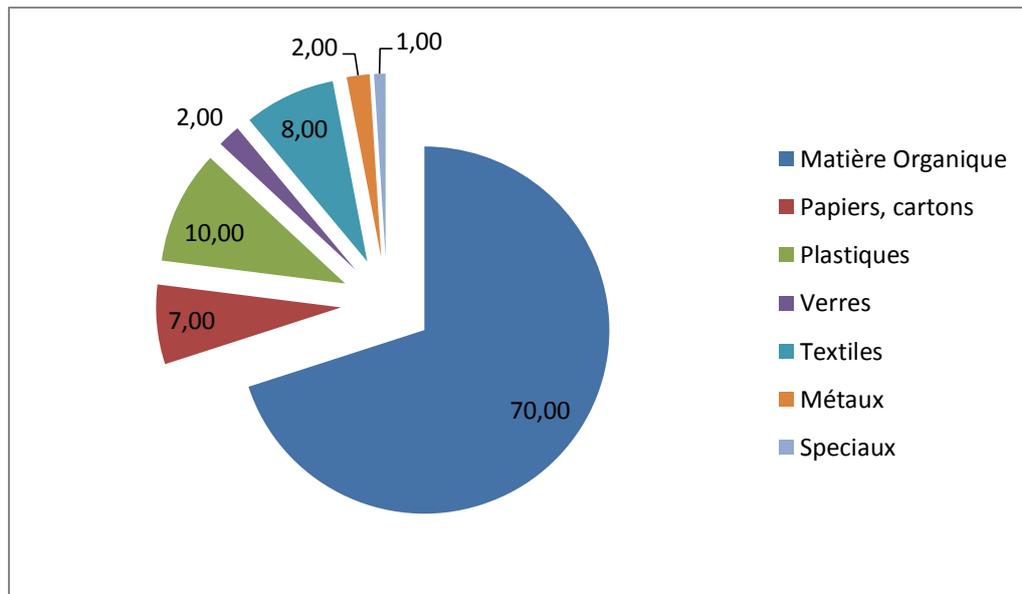


Figure 26: Composition moyenne par catégorie des déchets des ménages Algériens (M.A.T.E, 2009).

2.3. Comparaison entre la composition saisonnière par catégorie de déchets solides municipaux de Timizart et Ain- El-Hammam et d'autres pays

Les résultats de la Comparaison entre la composition saisonnière par catégories des déchets solides municipaux de Timizart et Ain-El-Hammam et d'autres pays (en %) sont élucidés dans le tableau 5 :

Tableau 5 : Comparaison entre la composition saisonnière par catégories des DSM de Timizart et Ain- El-Hammam et d'autres pays en %.

Pays (Décharge)	Algerie (Timizart)				Algérie (Ain- El-Hammam)				Algérie (Chlef)				Grèce (Crète)				Lituanie (Kaunas)				Turquie (Çorlu)			
	E	A	H	P	E	A	H	P	E	A	H	P	E	A	H	P	E	A	H	P	E	A	H	P
Saisons Composition																								
Matière Organique	68,22	71,2	72,5	69,57	67,75	70,00	71,12	68,65	65	-	73,3	72	41,20	36,4	39,8	40,00	59,29	62,10	63,33	60,22	59,87	59,05	61,15	54,29
Papiers, cartons	9,00	6,65	5,12	7,75	8,30	5,92	4,82	6,50	6	-	2,1	3,4	22,2	20	17,50	20,1	5,93	4,6	3,93	4,16	14,51	10,07	7,69	12,12
Plastiques	11,00	9,85	8,75	10,50	10,22	8,75	7,85	9,00	10,3	-	4,1	8,8	20	15	14,9	17,50	9,83	8,16	8	9,4	3,96	3,11	3,09	3,28
Verres	2,57	1,25	1,00	1,97	1,95	0,93	0,60	1,46	2,9	-	0,2	1,3	7,6	4,9	2,5	7,1	14,93	12,83	12,16	14,24	6,14	4,70	4,62	5,18
Textiles	7,89	8,92	10,92	7,5	9,2	12,7	14,19	12,27	-	1,8	2,5	2,1	5	4,8	5,8	5,8	1,08	1,98	2,02	1,68	1,61	2,08	2,38	2,00
Métaux	0,5	1,5	1,2	2,0	1,8	1,2	1,0	1,5	1	-	1,3	1,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Spéciaux	0,82	0,63	0,51	0,71	0,78	0,50	0,42	0,62	0,6	-	0,1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Références	présente étude				présente étude				(Tahraoui et <i>al.</i> , 2012).				(Gidarakos et <i>al.</i> , 2006).				(Denafasa et <i>al.</i> , 2014).				(Tinnmaz et Demir, 2006)			

- donnée non disponible

2.4. Comparaison entre la composition moyenne par catégories des déchets solides municipaux de Timizart et Ain- El-Hammam et d'autres pays

Nous avons également essayé d'établir une comparaison entre la composition moyenne par catégories des déchets solides municipaux de Timizart et Ain-El-Hammam avec d'autres pays des cinq continents (en %), résumée dans le tableau 6 :

Tableau 6 : Comparaison entre la composition moyenne par catégories des déchets solides municipaux de Timizart et Ain- El-Hammam avec d'autres pays des cinq continents en %.

Catégorie des déchets		Matières Organiques	Papiers, cartons	Plastiques	Verres	Textiles	Métaux	Spéciaux	Références
Pays (Décharge)									
Afrique	Algérie (Timizart)	70,37	7,13	10,02	1,69	8,8	1,3	0,66	Présente étude
	Algérie (Ain-El-Hammam)	69,38	6,38	8,95	1,23	12,09	1,37	0,58	Présente étude
	Maroc (Marrakech)	70	14,3	7,1	1,5	4,8	1	/	(Hakko et al., 2000)
	Nigeria (Amassoma)	61,34	5,38	20	/	4,87	/	/	(Igbinomwanhia et al., 2014)
	Tanzanie (Kinondoni)	64,6	10,67	9,67	1,4	/	1,35	/	(Oberlin et al., 2013)
Asie	Jordanie (Akaidar)	52	13	17	3	/	1	0,46	(Aljaradin et al., 2012)
	Malaisie (Iskandar)	43,51	20,93	22,24	3,53	7,74	1,46	/	(Norbaizura et al., 2013)
	Chine (Beijing)	46,6	11,1	12,7	1,6	2,5	0,3	/	(Lianghu et al., 2014)
	Nepal(Tulsipur)	46	6	10	7	1	2,2	0,68	(Dangi et al., 2013)
Europe	Espagne (Castellón)	57	15	10	7	4	4	/	(Bovea et al., 2010)
	Portugale (Porto)	44,34	7,35	10,98	4,29	5,73	2,15	0,06	(Couto et al., 2015)
	Finlande (Carélie du Sud)	23,9	14,9	21,4	2,5	/	3,8	0,7	(Bayard et al., 2018)
Amérique du Nord	Canada (Ontario)	30	32	10	6	/	3	/	(Asase et al., 2009)
	USA (Illinois)	18,6	21,5	11	4,4	5,8	4,4	0	(Reddy et al., 2009)
	Mexique (Ensenada)	30,2	10,4	15,3	/	8,9	/	/	(Taboada-González et al., 2014)
Amérique du Sud	Argentine (Buenos Aires)	34	10	12	1	/	2	/	(Carrè et al., 2015)
	Brésil (Belo Horizonte)	52	10	16	/	2	2	/	(Montagnana et al., 2014)
	Caraïbes (Haïti)	45	5	7	2	/	3	/	(Zumar et al., 2018)
Australie	(Sydney)	25	9,39	6,82	0,56	4,14	5,49	/	(Reynolds et al., 2016)

3. Résultats des analyses physicochimiques du sol

3.1. Résultats des analyses granulométriques des sols des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam

Les résultats de la texture (% Argiles, % limons et % sables) des sols des deux stations d'études : Timizar et Ain-El-Hammam et leurs projections sur le triangle de texture sont résumés dans les tableaux et figures si dessous :

Tableau 7 : Résultats des Analyses granulométriques du sol de la décharge de Timizart (moyennes % ± erreurs standards).

Strates	Analyses	Granulométrie			Texture
		Argiles %	Limons %	Sables %	
Strate'0		72,10 ± 0,11	25,74 ± 0,19	2,16 ± 0,08	Argileuse
Strate' 1		62,52 ± 0,28	17,38 ± 0,41	20,11 ± 0,19	Argileuse
Strate' 2		62,48 ± 0,06	17,57 ± 0,38	20,15 ± 0,44	Argileuse
Strate' 3		47,11 ± 0,06	5,99 ± 0,29	46,91 ± 0,23	Argilosableuse

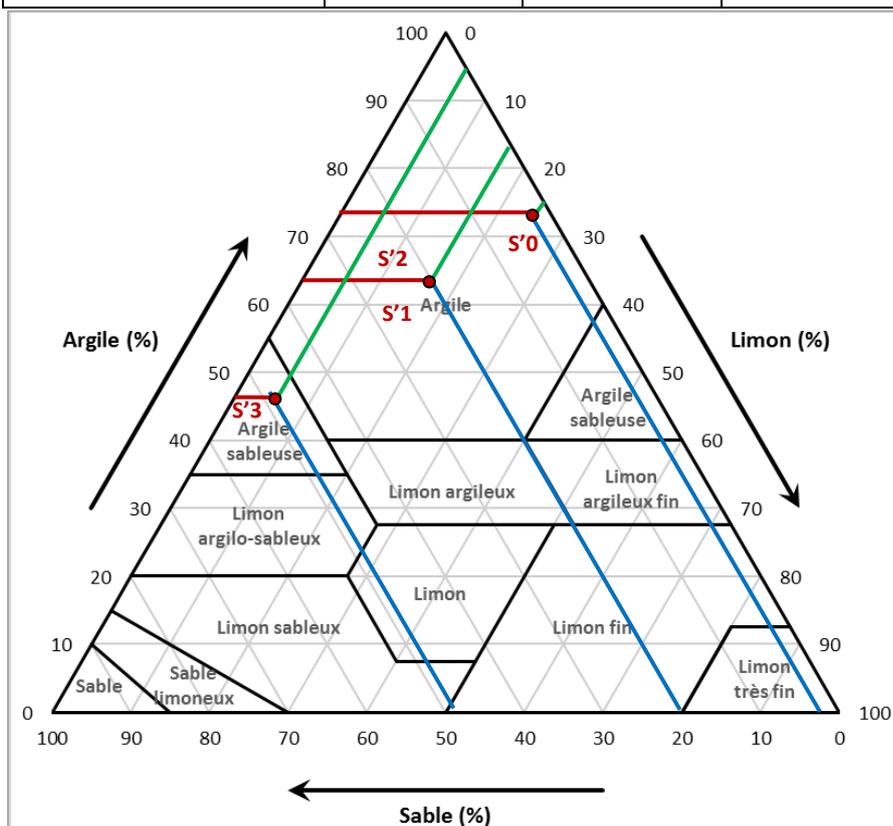


Figure 27 : Diagramme des textures de Timizart (US Taxonomy 1976 et clés de Taxonomie des sols 1986 in Mathieu et Pieltain ,1998).

Tableau 8 : Résultats des Analyses granulométriques du sol de la décharge de Ain-El-Hammam (moyennes % ± erreurs standards)

Strates	Analyses	Granulométrie			Texture
		Argiles %	Limons %	Sables %	
Strate 0		69,44 ± 0,30	28,02 ± 0,17	2,55 ± 0,07	Argileuse
Strate 1		58,71 ± 0,28	14,87 ± 0,06	26,41 ± 0,32	Argileuse
Strate 2		48,03 ± 0,50	6,21 ± 0,23	45,76 ± 0,69	Argilosableuse
Strate 3		43,28 ± 0,16	4,33 ± 0,02	52,39 ± 0,18	Argilosableuse

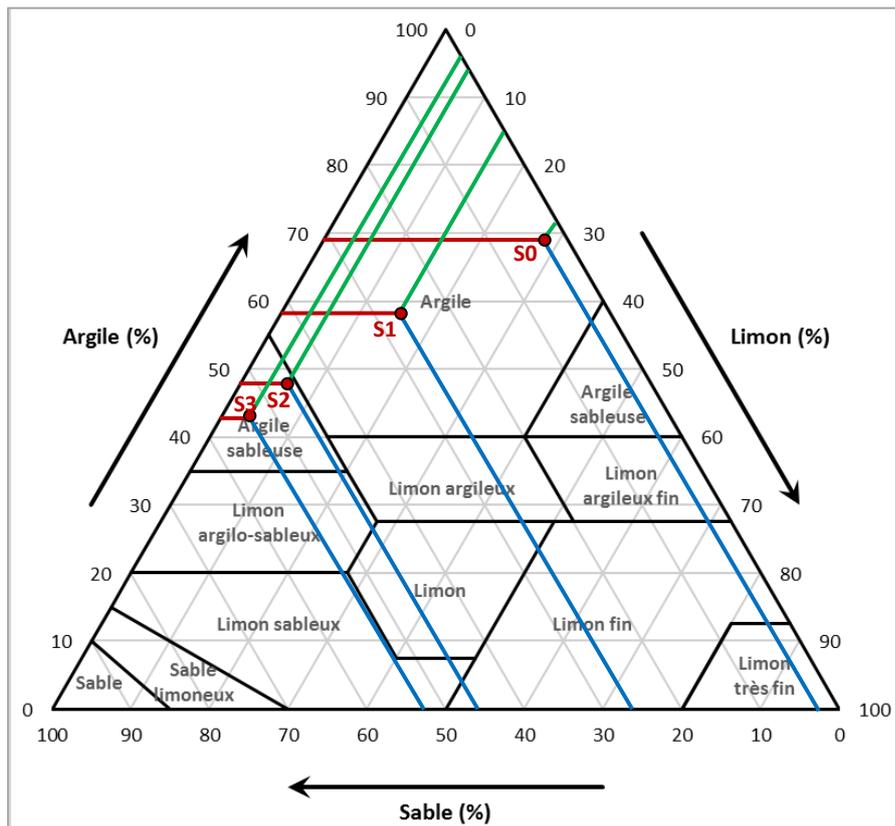


Figure 28 : Diagramme des textures de Ain-El-Hammam (US Taxonomy 1976 et clés de Taxonomie des sols 1986 in Mathieu et Pieltain ,1998).

3.2. Résultats des analyses physicochimiques des sols des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam

3.2.1. TIMIZART

Les résultats des analyses physicochimiques du sol de la décharge de Timizart sont regroupés dans les tableaux 9, 10, 11 et 12

Tableau 9 : Résultats des analyses physicochimiques des sols de la décharge de **Timizart (Hiver 2015)**.

Analyses Echantillons	pH	Conductivité électrique (mmhos/cm)	Calcaire Total (%)	MO (%)	Métaux lourds					
					Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)
Strate 0 (S'0)	6,97 ± 0,01	1,92 ± 0,01	4,12 ± 0,01	1,85 ± 0,01	0,23 ± 0,02	5,85 ± 0,02	16,12 ± 0,01	68,66 ± 0,02	69,24 ± 0,01	20,77 ± 0,01
Strate 1 (S'1)	6,94 ± 0,00	1,93 ± 0,01	3,98 ± 0,01	3,52 ± 0,02	0,90 ± 0,01	64,88 ± 0,01	33,91 ± 0,01	84,96 ± 0,04	87,58 ± 0,01	62,84 ± 0,03
Strate 2 (S'2)	6,91 ± 0,01	1,95 ± 0,01	4,00 ± 0,01	3,61 ± 0,01	0,88 ± 0,04	64,55 ± 0,03	34,01 ± 0,01	85,17 ± 0,04	87,82 ± 0,02	62,93 ± 0,01
Strate 3 (S'3)	6,88 ± 0,00	1,99 ± 0,01	3,94 ± 0,01	4,58 ± 0,01	0,98 ± 0,00	80,61 ± 0,01	35,71 ± 0,01	90,83 ± 0,03	95,51 ± 0,01	75,20 ± 0,01

Tableau 10 : Résultats des analyses physicochimiques des sols de la décharge de **Timizart (Printemps 2015)**.

Analyses Echantillons	pH	Conductivité électrique (mmhos/cm)	Calcaire Total (%)	MO (%)	Métaux lourds					
					Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)
Strate 0 (S'0)	7,36 ± 0,01	2,56 ± 0,03	4,84 ± 0,01	1,63 ± 0,02	0,63 ± 0,01	8,07 ± 0,01	20,15 ± 0,02	75,13 ± 0,05	79,14 ± 0,08	28,55 ± 0,03
Strate 1 (S'1)	7,22 ± 0,10	2,65 ± 0,01	4,77 ± 0,01	3,03 ± 0,01	1,25 ± 0,01	72,09 ± 0,03	38,80 ± 0,02	91,66 ± 0,01	95,20 ± 0,01	73,62 ± 0,01
Strate 2 (S'2)	7,15 ± 0,01	2,71 ± 0,01	4,77 ± 0,01	3,06 ± 0,23	1,49 ± 0,01	72,11 ± 0,02	39,10 ± 0,01	91,70 ± 0,01	95,43 ± 0,01	73,67 ± 0,01
Strate 3 (S'3)	6,95 ± 0,02	2,96 ± 0,01	4,70 ± 0,04	3,99 ± 0,04	1,61 ± 0,01	88,94 ± 0,20	42,94 ± 0,02	98,57 ± 0,07	105,11 ± 0,02	85,40 ± 0,04

Tableau 11 : Résultats des analyses physicochimiques des sols de la décharge de **Timizart (Eté 2015)**.

Analyses Echantillons	pH	Conductivité électrique (mmhos/cm)	Calcaire Total (%)	MO (%)	Métaux lourds					
					Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)
Strate 0 (S'0)	7,45 ± 0,01	3,08 ± 0,04	4,88 ± 0,01	1,54 ± 0,02	0,73 ± 0,01	10,10 ± 0,04	22,14 ± 0,04	78,27 ± 0,04	80,86 ± 0,05	30,46 ± 0,02
Strate 1 (S'1)	7,21 ± 0,01	3,24 ± 0,01	4,82 ± 0,01	2,07 ± 0,01	1,51 ± 0,01	76,73 ± 0,12	40,85 ± 0,02	95,70 ± 0,05	97,62 ± 0,04	75,33 ± 0,13
Strate 2 (S'2)	7,22 ± 0,01	3,23 ± 0,01	4,82 ± 0,01	2,13 ± 0,03	1,53 ± 0,01	77,22 ± 0,08	40,84 ± 0,01	95,73 ± 0,08	97,82 ± 0,09	75,73 ± 0,02
Strate 3 (S'3)	7,03 ± 0,01	3,82 ± 0,01	4,71 ± 0,01	3,17 ± 0,02	1,71 ± 0,01	91,23 ± 0,09	44,92 ± 0,01	100,15 ± 0,03	109,29 ± 0,72	87,09 ± 0,02

Tableau 12 : Résultats des analyses physicochimiques des sols de la décharge de **Timizart (Automne 2015)**.

Analyses Echantillons	pH	Conductivité électrique (mmhos/cm)	Calcaire Total (%)	MO (%)	Métaux lourds					
					Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)
Strate 0 (S'0)	7,16 ± 0,01	2,10 ± 0,05	4,73 ± 0,01	1,72 ± 0,01	0,57 ± 0,01	7,64 ± 0,02	18,66 ± 0,01	72,23 ± 0,02	76,55 ± 0,01	25,96 ± 0,02
Strate 1 (S'1)	7,11 ± 0,01	2,53 ± 0,01	4,44 ± 0,01	3,39 ± 0,02	1,16 ± 0,04	70,02 ± 0,01	36,08 ± 0,07	88,50 ± 0,01	90,72 ± 0,01	71,19 ± 0,03
Strate 2 (S'2)	7,10 ± 0,01	2,58 ± 0,01	4,44 ± 0,00	3,41 ± 0,02	1,19 ± 0,01	70,19 ± 0,03	36,52 ± 0,04	88,72 ± 0,05	90,90 ± 0,01	71,69 ± 0,01
Strate 3 (S'3)	6,97 ± 0,00	2,80 ± 0,01	4,03 ± 0,01	4,45 ± 0,01	1,52 ± 0,01	84,96 ± 0,05	40,23 ± 0,02	94,84 ± 0,03	100,79 ± 0,01	82,97 ± 0,01

3.2.2. Ain-El-Hammam

Les résultats des analyses physicochimiques du sol de la décharge de Ain-El-Hammam sont regroupés dans les tableaux 13, 14, 15 et 16

Tableau 13 : Résultats des analyses physicochimiques des sols de la décharge de **Ain-El-Hammam (Hiver 2015)**.

Analyses Echantillons	pH	Conductivité électrique (mmhos/cm)	Calcaire Total (%)	MO (%)	Métaux lourds					
					Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)
Strate 0 (S0)	6,83 ± 0,01	1,51 ± 0,01	4,35 ± 0,01	1,73 ± 0,01	0,34 ± 0,02	4,26 ± 0,02	16,62 ± 0,01	29,84 ± 0,02	59,73 ± 0,01	11,23 ± 0,01
Strate 1 (S1)	6,77 ± 0,00	2,51 ± 0,04	4,13 ± 0,01	1,82 ± 0,02	0,98 ± 0,01	44,61 ± 0,01	28,65 ± 0,01	70,07 ± 0,04	74,73 ± 0,01	58,54 ± 0,03
Strate 2 (S2)	6,71 ± 0,01	2,35 ± 0,03	3,99 ± 0,01	3,98 ± 0,01	1,07 ± 0,04	46,66 ± 0,03	30,53 ± 0,01	73,07 ± 0,04	79,83 ± 0,02	60,35 ± 0,01
Strate 3 (S3)	6,67 ± 0,00	2,80 ± 0,01	3,91 ± 0,01	4,90 ± 0,01	1,32 ± 0,00	51,32 ± 0,01	33,67 ± 0,01	76,64 ± 0,03	81,84 ± 0,01	63,63 ± 0,01

Tableau 14: Résultats des analyses physicochimiques des sols de la décharge de **Ain-El-Hammam (Printemps 2015)**.

Analyses Echantillons	pH	Conductivité électrique (mmhos/cm)	Calcaire Total (%)	MO (%)	Métaux lourds					
					Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)
Strate 0 (S0)	7,40 ± 0,01	2,41 ± 0,01	4,75 ± 0,01	1,53 ± 0,02	0,50 ± 0,01	7,32 ± 0,01	20,00 ± 0,02	43,02 ± 0,05	76,01 ± 0,08	18,82 ± 0,03
Strate 1 (S1)	7,33 ± 0,10	2,47 ± 0,01	4,73 ± 0,01	1,60 ± 0,01	1,22 ± 0,01	55,50 ± 0,03	40,74 ± 0,02	88,77 ± 0,01	94,20 ± 0,01	76,34 ± 0,01
Strate 2 (S2)	7,16 ± 0,01	2,75 ± 0,01	4,63 ± 0,01	3,36 ± 0,23	1,45 ± 0,01	58,41 ± 0,02	41,62 ± 0,01	90,98 ± 0,01	96,62 ± 0,01	78,67 ± 0,01
Strate 3 (S3)	6,95 ± 0,02	3,26 ± 0,01	4,35 ± 0,04	4,53 ± 0,04	1,56 ± 0,01	60,40 ± 0,20	42,17 ± 0,02	92,78 ± 0,07	98,85 ± 0,02	80,07 ± 0,04

Tableau 15 : Résultats des analyses physicochimiques des sols de la décharge de **Ain-El-Hammam (Eté 2015)**.

Analyses Echantillons	pH	Conductivité électrique (mmhos/cm)	Calcaire Total (%)	MO (%)	Métaux lourds					
					Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)
Strate 0 (S0)	7,44 ± 0,01	2,74 ± 0,01	4,82 ± 0,01	1,23 ± 0,02	0,64 ± 0,01	12,09 ± 0,04	23,08 ± 0,04	53,38 ± 0,04	86,26 ± 0,05	31,27 ± 0,02
Strate 1 (S1)	7,39 ± 0,01	2,58 ± 0,01	4,77 ± 0,01	1,39 ± 0,01	1,51 ± 0,01	70,99 ± 0,12	41,57 ± 0,02	90,09 ± 0,05	98,19 ± 0,04	80,06 ± 0,13
Strate 2 (S2)	7,23 ± 0,01	2,88 ± 0,02	4,71 ± 0,01	2,94 ± 0,03	1,64 ± 0,01	85,13 ± 0,08	44,72 ± 0,01	93,17 ± 0,08	101,03 ± 0,09	85,75 ± 0,02
Strate 3 (S3)	6,98 ± 0,01	3,56 ± 0,01	4,52 ± 0,01	3,89 ± 0,02	1,81 ± 0,01	95,13 ± 0,09	47,63 ± 0,01	98,69 ± 0,03	111,55 ± 0,72	92,34 ± 0,02

Tableau 16 : Résultats des analyses physicochimiques des sols de la décharge de **Ain-El-Hammam (Automne 2015)**.

Analyses Echantillons	pH	Conductivité électrique (mmhos/cm)	Calcaire Total (%)	MO (%)	Métaux lourds					
					Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)
Strate 0 (S0)	6,95 ± 0,01	2,01 ± 0,02	4,67 ± 0,01	1,64 ± 0,01	0,40 ± 0,01	5,84 ± 0,02	18,24 ± 0,01	35,64 ± 0,02	68,42 ± 0,01	13,54 ± 0,02
Strate 1 (S1)	6,93 ± 0,01	2,12 ± 0,01	4,64 ± 0,01	1,56 ± 0,02	1,07 ± 0,04	50,24 ± 0,01	33,53 ± 0,07	78,76 ± 0,01	81,77 ± 0,01	64,67 ± 0,03
Strate 2 (S2)	6,88 ± 0,01	2,25 ± 0,01	4,56 ± 0,00	3,83 ± 0,02	1,17 ± 0,01	48,66 ± 0,03	35,67 ± 0,04	80,09 ± 0,05	85,64 ± 0,01	68,46 ± 0,01
Strate 3 (S3)	6,86 ± 0,00	2,84 ± 0,09	4,29 ± 0,01	4,70 ± 0,01	1,44 ± 0,01	55,38 ± 0,05	38,53 ± 0,02	83,64 ± 0,03	89,91 ± 0,01	70,22 ± 0,01

3.2.3. Résultats de l'étude statistique des analyses physicochimiques des sols des deux décharges Timizart et de Ain-El-Hammam

3.2.3.1. Résultats de l'analyse de la variance (ANOVA)

Les résultats de l'ANOVA sont illustrés dans le tableau 17

Tableau 17 : Résultats de l'ANOVA à deux facteurs (facteur 1 = saison, facteur 2 = strate), appliquée aux variables physicochimiques du sol des différentes strates échantillonnées de la décharge de Timizart et Ain-El-Hammam.

Variables	Résultats Timizart	Résultats Ain-El-Hammam
pH (potentiel hydrogène)	$F_1 = 506,244$; ddl = 3; $p = 0$	$F_1 = 374,684$; ddl = 3; $p = 0$
	$F_2 = 370,821$; ddl = 3; $p = 0$	$F_2 = 102,932$; ddl = 3; $p = 0$
	$F_1 * F_2 = 35,933$; ddl = 9; $p = 0$	$F_1 * F_2 = 11,97$; ddl = 9; $p = 0$
CE (Conductivité électrique)	$F_1 = 3668,52$; ddl = 3; $p = 0$	$F_1 = 559,941$; ddl = 3; $p = 0$
	$F_2 = 434,586$; ddl = 3; $p = 0$	$F_2 = 877,095$; ddl = 3; $p = 0$
	$F_1 * F_2 = 62,551$; ddl = 9; $p = 0$	$F_1 * F_2 = 61,461$; ddl = 9; $p = 0$
CaCO ₃ (Calcaire total)	$F_1 = 1395,068$; ddl = 3; $p = 0$	$F_1 = 1737,889$; ddl = 3; $p = 0$
	$F_2 = 149,229$; ddl = 3; $p = 0$	$F_2 = 633,392$; ddl = 3; $p = 0$
	$F_1 * F_2 = 32,077$; ddl = 9; $p = 0$	$F_1 * F_2 = 21,88$; ddl = 9; $p = 0$
MO (Matière organique)	$F_1 = 1459,068$; ddl = 3; $p = 0$	$F_1 = 105,548$; ddl = 3; $p = 0$
	$F_2 = 5127,692$; ddl = 3; $p = 0$	$F_2 = 2274,956$; ddl = 3; $p = 0$
	$F_1 * F_2 (9) = 96,571$; ddl = 9; $p = 0$	$F_1 * F_2 = 7,5$; ddl = 9; $p = 0$
Cd (Cadmium)	$F_1 = 1806,54$; ddl = 3; $p = 0$	$F_1 = 686,228$; ddl = 3; $p = 0$
	$F_2 = 3955,228$; ddl = 3; $p = 0$	$F_2 = 3405,349$; ddl = 3; $p = 0$
	$F_1 * F_2 = 39,109$; ddl = 9; $p = 0$	$F_1 * F_2 = 14,812$; ddl = 9; $p = 0$
Pb (Plomb)	$F_1 = 663,863$; ddl = 3; $p = 0$	$F_1 = 140912,8$; ddl = 3; $p = 0$
	$F_2 = 47656,46$; ddl = 3; $p = 0$	$F_2 = 590787,6$; ddl = 3; $p = 0$
	$F_1 * F_2 = 28,148$; ddl = 9; $p = 0$	$F_1 * F_2 = 11967,48$; ddl = 9; $p = 0$
Ni (Nickel)	$F_1 = 1511,062$; ddl = 3; $p = 0$	$F_1 = 152765$; ddl = 3; $p = 0$
	$F_2 = 14930,23$; ddl = 3; $p = 0$	$F_2 = 512550,6$; ddl = 3; $p = 0$
	$F_1 * F_2 = 18,075$; ddl = 9; $p = 0$	$F_1 * F_2 = 5249,981$; ddl = 9; $p = 0$
Zn (Zinc)	$F_1 = 5612,133$; ddl = 3; $p = 0$	$F_1 = 222042,3$; ddl = 3; $p = 0$
	$F_2 = 28540,52$; ddl = 3; $p = 0$	$F_2 = 1203511$; ddl = 3; $p = 0$
	$F_1 * F_2 = 19,932$; ddl = 9; $p = 0$	$F_1 * F_2 = 1876,104$; ddl = 9; $P = 0$

Tableau 17 suite

Cr (Chrome)	$F_1 = 4454,738$; ddl = 3; $p = 0$	$F_1 = 14699,17$; ddl = 3; $P = 0$
	$F_2 = 21532,17$; ddl = 3; $p = 0$	$F_2 = 11723,28$; ddl = 3; $P = 0$
	$F_1 * F_2 = 52,282$; ddl = 9; $p = 0$	$F_1 * F_2 = 120,003$; ddl = 9; $P = 0$
Cu (Cuivre)	$F_1 = 10479,95$; ddl = 3; $p = 0$	$F_1 = 328862,4$; ddl = 3; $P = 0$
	$F_2 = 243646,4$; ddl = 3; $p = 0$	$F_2 = 2237744$; ddl = 3; $P = 0$
	$F_1 * F_2 = 55,072$; ddl = 9; $p = 0$	$F_1 * F_2 = 4989,252$; ddl = 9; $P = 0$

3.2.3.2. Résultats de l'Analyse en Composantes Principales (ACP)

Le résultat graphique de l'Analyse de l'ACP est retracé dans la figure suivante et les tableaux des corrélations et des cosinus carrés sont placés en annexe 1.

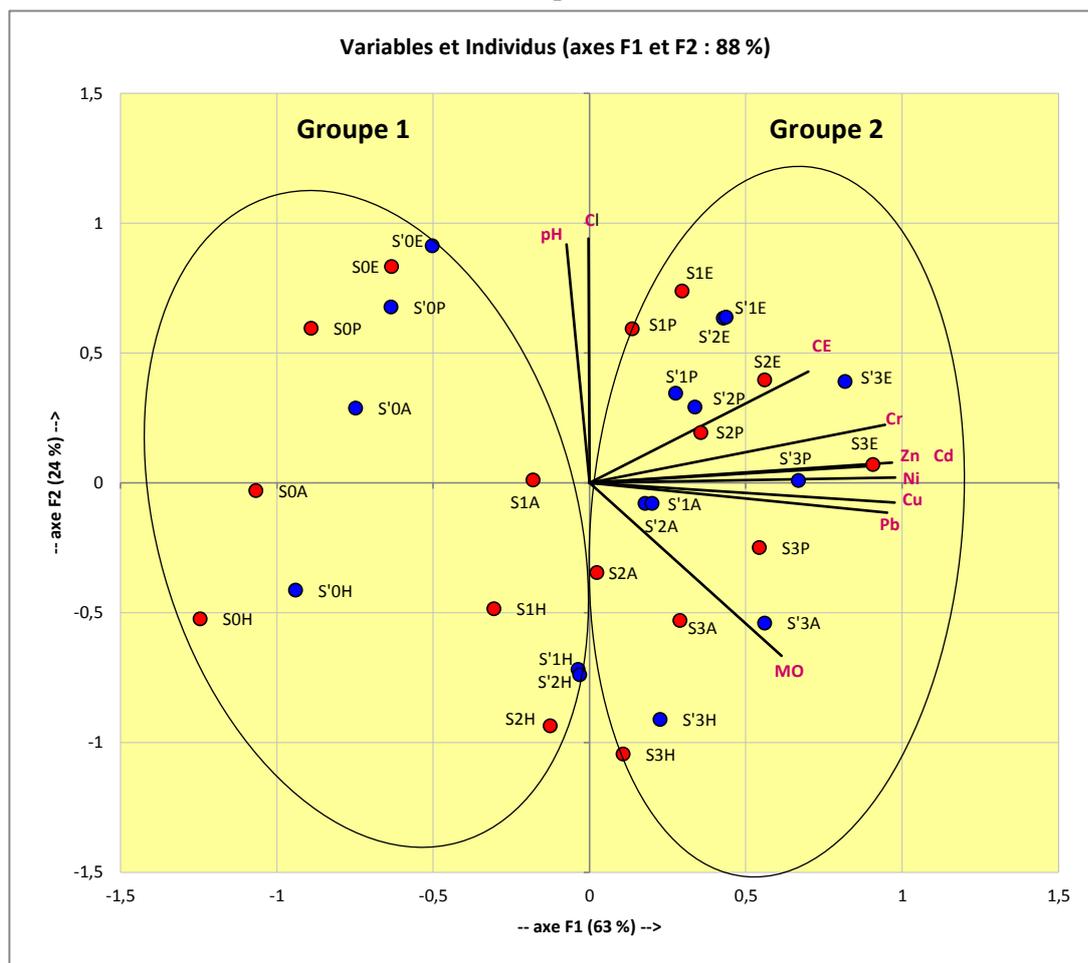


Figure 29 : Représentation graphique des résultats de l'ACP des analyses physicochimiques du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam.

S : Strate Ain-El-Hammam, S' : Strate Timizart, H: Hiver, P : Printemps, E : Eté, A : Automne, pH : potentiel hydrogène, CE : Conductivité Electrique, Cl : Calcaire total, MO : Matière Organique, Cd : Cadmium, Pb : Plomb, Ni : Nickel, Zn : Zinc, Cr : Chrome, Cu : Cuivre.

3.2.4. Comparaison entre les résultats des analyses physicochimiques des sols des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam avec d'autres études similaires

La comparaison entre nos résultats et ceux des études similaires est rapportée dans les tableaux (18 et 19) des pages suivantes :

Tableau 18 : Comparaison entre les teneurs moyennes annuelles du sol en métaux lourds des décharges de Timizart et de Ain-El-Hammam avec d'autres décharges mondiales exprimées en mg/kg.

Métaux Lourds Sites d'études Pays (décharge)	Cd (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Références
Algérie (Timizart)	1,12	59,07	33,81	87,55	91,22	62,71	Présente étude
Algérie (Ain-El-Hammam)	1,13	47	33,56	73,67	86,54	59,62	Présente étude
Tunisie (Tunis)	1,1	55,22	28,58	92,12	32,41	48 ,23	(Ayari et al., 2010).
Ghana (Accra)	0,9	59,2	5,1	297,1	17,9	27	(Agyarko et al., 2010).
Italie (Malagrotta)	0,08	53,6	10,3	25,6	16,8	6,3	(Barbieri et al., 2014).
République tchèque (Pilsen)	0,2	5,4	44,05	41,97	86,69	51,24	(Adamcová et al., 2016).
Pologne (Lubna)	0,27	21	2,1	11	4,5	2,67	(Gworek et al., 2016).
Espagne (getafe- Madride)	-	16,9	6,4	73,9	1,5	13,5	(Hernández et al., 2012).
Maroc (Ahfir-saidia)	-	61,8	47,2	68,05	51,51	-	(Nhari et al., 2014).
Nigeria (Port harcourt)	1,28	12,41	-	84,21	-	46,18	(Ogbonna et al., 2009).

– Indéfini

Tableau 19 : Comparaison entre les teneurs moyennes saisonnières du sol en métaux lourds des décharges de Timizart et de Ain-El-Hammam avec d'autres décharges mondiales exprimées en mg/kg.

Pays (Décharge)	Algérie (Timizart)				Algérie (Ain- El-Hammam)				République tchèque (Prague)				Congo (kinshasa)				Cameroun (Ngaoundéré)				
	H	P	E	A	H	P	E	A	H	P	E	A	H	P	E	A	H	P	E	A	
Saisons Composition																					
Cadmium (Cd)	0,75	1,25	1,37	1,11	0,93	1,18	1,40	1,02	0,28	0,85	0,97	0,62	0,60	-	0,71	-	1,25	1,75	1,91	1,54	
Plomb (Pb)	53,97	60,30	63,82	58,20	36,71	45,41	65,84	40,03	22,73	28,25	37,33	26,61	75,75	-	94,32	-	82,45	90,65	97,34	87,11	
Nickel (Ni)	29,94	35,25	37,19	32,87	27,37	36,13	39,25	31,49	--	--	--	--	41,55	-	48,37	-	38,65	44,95	47,11	40,17	
Zinc (Zn)	82,41	89,27	92,46	86,07	62,41	78,89	83,83	69,53	64,71	86,67	90,60	72,31	100,74	-	123,97	-	148,73	158,22	167,33	151,63	
Chrome (Cr)	85,04	93,72	96,40	89,74	74,03	91,42	99,26	81,43	--	--	--	--	80,63	-	98,77	-	-	-	-	-	
Cuivre (Cu)	55,44	65,31	67,15	62,95	48,44	63,48	72,36	54,22	41,35	51,22	57,34	46,21	55,85	-	62,54	-	78,35	84,64	89,49	80,23	
Références	présente étude				présente étude				(Hanc <i>et al.</i> , 2014).				(Mavakala <i>et al.</i> , 2016).				(Adjia1 <i>et al.</i> , 2008).				

- Indéfini

4. Résultats des Analyses Microbiologiques du sol

4.1. Résultats de l'étude d'identification des isolats de bactéries recensés au niveau du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam

Dans cette partie, nous exposons séparément les résultats d'identification de l'ensemble des isolats bactériens relevés au niveau de nos deux décharges. Les résultats saisonniers sont récapitulés en point 2 qui portent sur la Comparaison entre les souches bactériennes isolées au niveau des deux stations d'études.

4.1.1. Examen macroscopique

La description macroscopique des colonies bactériennes isolées au niveau des deux stations d'études est affichée dans les tableaux 20 et 21

Les résultats des tableaux 20 et 21 nous révèlent qu'à l'exception des colonies bactériennes isolées au niveau des strates S0 et S'0 des deux décharges l'existence des répétitions de colonies d'une strate à la suivante dans les deux stations d'études. Ceci est expliqué par la mobilité des espèces bactériennes le long des deux décharges qui présentent une homogénéité du type de déchets déversés à leurs niveaux (DSM) et l'existence des phénomènes de charriage des déchets du haut vers le bas sous l'effet de la pesanteur en terrain accidenté à Ain-El-Hammam et du dispersement des déchets par les bulldozers lors de leur accumulation au niveau des strates S'1 et S'2 à Timizart vers la strate la plus basse de la décharge S'3 ; afin de libérer de l'espace pour recevoir de nouveaux déchets. De ce fait, nous avons recensé uniquement 17 colonies différentes à Timizart et 16 à Ain-El-Hammam.

Egalement les résultats du tableau 20 nous dévoilent que la décharge de Timizart se distingue par la similarité des colonies rencontrées au niveau de ses deux strates S'1 et S'2 justifié par sa subdivision selon un gradient spatiotemporel lors de l'échantillonnage dont ces deux dernières constituent des nouvelles Strates juxtaposées une à côté de l'autre et fonctionnelles depuis 2005 (figure13), malgré que S'1 réceptionne plus de quantité de déchets que S'2 (constatation sur le terrain qui nous a poussé à fragmenter la décharge en quatre strates différentes) ; cela s'explique par le charriage des déchets de S'2 vers la strate la plus basse de la décharge (S'3).

Tableau 20 : Description macroscopique des différentes colonies bactériennes isolées au niveau de Timizart.

Strates	Colonies	Chromogénèse	Forme	Surface	Elèvement	Consistance	Opacité
Strate S'0	1	Rose	Irrégulière	Lisse	Bombée	Consistante	Opaque
	2	Crémeuse	Irrégulière	Lisse	Plate	Consistante	Opaque
	3	Jaune	Irrégulière	Rugueuse	Plate	Consistante	Opaque
Strate S'1=S'2	4	Blanche	Irrégulière	Lisse	Bombée	Visqueuse	Translucide
	5	Jaune brillante	Circulaire	Lisse	Bombée	Consistante	Opaque
	6	Crémeuse	Régulière	Lisse	Semi-bombée	Consistante	Opaque
	7	Incolore avec un centre noir	Circulaire	Lisse	Bombée	Consistante	Opaque
	8	Bleu-vert	Circulaire	Lisse	Bombée	Consistante	Opaque
	9	Crémeuse et dorée	Irrégulière dentelée	Rugueuse	Semi-bombée	Consistante	Opaque
Strate S'3	4'	Blanche	Irrégulière	Lisse	Bombée	Visqueuse	Translucide
	5'	Jaune brillante	Circulaire	Lisse	Bombée	Consistante	Opaque
	6'	Crémeuse	Régulière	Lisse	Semi-bombée	Consistante	Opaque
	7'	Incolore avec un centre noir	Circulaire	Lisse	Bombée	Consistante	Opaque
	8'	Bleu-vert	Circulaire	Lisse	Bombée	Consistante	Opaque
	9'	Crémeuse et dorée	Irrégulière dentelée	Rugueuse	Semi-bombée	Consistante	Opaque
	10	Jaune citron	Circulaire	Rugueuse	Semi-bombée	Consistante	Opaque
	11	Laiteuse	Régulière	Lisse	Plate	Visqueuse	Opaque
	12	Blanche	Circulaire	Lisse	Bombée	Consistante	Opaque
	13	Laiteuse	Irrégulière dentelées	Rugueuse	Semi-bombée	Consistante	Opaque
	14	Légèrement bleuté	Irrégulière	Lisse	Bombée	Visqueuse	Translucide
	15	Jaune citron	Irrégulière	Lisse	Plate	Consistante	Opaque
	16	Crème blanchâtre	Circulaire	Rugueuse	Bombée	Consistante	Opaque
	17	Laiteuse	Irrégulière	Lisse	Semi-bombée	Consistante	Opaque

Tableau 21: Description macroscopique des différentes colonies bactériennes isolées au niveau de Ain-El-Hammam.

Strates	Colonies	Chromogénèse	Forme	Surface	Elévation	Consistance	Opacité
Strate S0	1	Jaune	Irrégulière	Rugueuse	Plate	Consistante	Opaque
	2	Crémeuse	Irrégulière	Rugueuse	Plate	Visqueuse	Translucide
Strate S1	3	Crémeuse	Irrégulière	Rugueuse	Plate	Visqueuse	Opaque
	4	Laiteuse	Circulaire	Rugueuse	Plate	Consistante	Translucide
	5	Blanche	Irrégulière	Lisse	Bombée	Visqueuse	Translucide
Strate S2	3'	Crémeuse	Irrégulière	Rugueuse	Plate	Visqueuse	Opaque
	4'	Laiteuse	Circulaire	Rugueuse	Plate	Consistante	Translucide
	5'	Blanche	Irrégulière	Lisse	Bombée	Visqueuse	Translucide
	6	Incolore sans centre noir	Circulaire	Rugueuse	Bombée	Consistante	Opaque
	7	Blanc sale	Circulaire	Lisse	Bombée	Consistante	Opaque
	8	Crémeuse	Circulaire	Lisse	Plate	Visqueuse	Translucide
	9	Beige	Irrégulière	Lisse	Bombée	Consistante	Opaque
Strate S3	3"	Crémeuse	Irrégulière	Rugueuse	Plate	Visqueuse	Opaque
	4"	Laiteuse	Circulaire	Rugueuse	Plate	Consistante	Translucide
	5"	Blanche	Irrégulière	Lisse	Bombée	Visqueuse	Translucide
	6'	Incolore sans centre noir	Circulaire	Rugueuse	Bombée	Consistante	Opaque
	7'	Blanc sale	Circulaire	Lisse	Bombée	Consistante	Opaque
	8'	Crémeuse	Circulaire	Lisse	Plate	Visqueuse	Translucide
	9'	Beige	Irrégulière	Lisse	Bombée	Consistante	Opaque
	10	Bleue	Régulière dentelée	Mate	Plate	Visqueuse	Translucide
	11	Crémeuse et dorée	Irrégulière dentelée	Rugueuse	Semi-Bombée	Consistante	Opaque
	12	Crémeuse	Irrégulière	Mate	Plate	Consistante	Opaque
	13	Jaune citron	Irrégulière	Lisse	Plate	Consistante	Opaque
	14	Laiteuse	Régulière	Lisse	Plate	Visqueuse	Opaque
	15	Blanche	Circulaire	Lisse	Bombée	Consistante	Opaque
	16	Légèrement bleuté	Irrégulière	Lisse	Bombée	Visqueuse	Translucide

4.1.2. Examen microscopique

Les critères microscopiques des différents isolats bactériens recensés au niveau des deux stations d'études sont regroupés dans les tableaux 22 et 23

Les résultats des tableaux (22 et 23) nous rapportent que la plupart des bactéries isolées au niveau des deux stations d'études sont des Gram +. Sur les 17 espèces isolées à Timizart et les 16 espèces isolées à Ain-El-Hammam : 11 espèces sont des Gram +. Le sol provenant des décharges, abrite différentes espèces de bactéries Gram- et Gram+ avec une richesse plus importante en cette dernière (Jayanthi et al., 2016). Toutes les bactéries recensées au niveau des deux décharges se caractérisent par deux formes distinctives : la forme Cocci et la forme bâtonnet. Par la présence de cils ou flagelles nous avons distingué 7 souches mobiles à Timizart contre 9 à Ain-El-Hammam à l'exception des souches 2 et 4 à Timizart et 5 à Ain-El-Hammam qui présentent des mouvements sous forme de sauts. Nous avons constaté que la

majorité des bactéries isolées au niveau des deux stations n'ont pas de spores et que Ain-El-Hammam renferme 7 souches qui possèdent la capsule contre 4 à Timizart.

Tableau 22 : Critères microscopiques des différents isolats bactériens de Timizart.

Strates	Souche	Forme	Gram	Mobilité	Ciliature	Spore	Forme de spore	Position de spore	Déformance	Capsule
S'0	1	Cocci	+	-	-	-	/	/	/	-
	2	Bâtonnet	+	+	-	+	Ovoïde	Terminale	+	-
	3	Cocci	+	-	-	-	/	/	/	-
S'1 = S'2	4	Bâtonnet	+	+	-	+	Ovoïde	Terminale	+	-
	5	Cocci	+	-	/	-	/	/	/	Pseudo capsule
	6	Bâtonnet	+	+	4 flagelles latéraux	-	/	/	/	-
	7	Bâtonnet	-	+++	Cils peritriches	-	/	/	/	-
	8	Bâtonnet	-	+	1 flagelle polaire	-	/	/	/	-
	9	Cocci	+	-	/	-	/	/	/	+
S'3	10	Cocci	+	-	-	-	/	/	/	-
	11	Bâtonnet	+	+	Cils peritriches	+	Ovoïde	Subterminale	-	+
	12	Bâtonnet	-	-	-	-	/	/	/	+
	13	Bâtonnet	-	-	-	-	/	/	/	-
	14	Bâtonnet	-	-	/	-	/	/	/	-
	15	Cocci	+	-	/	-	/	/	/	+
	16	Bâtonnet	+	-	/	+	Sphérique	Terminale	+	-
	17	Bâtonnet	-	+	Cils peritriches	-	/	/	/	-

Tableau 23 : Critères microscopiques des différents isolats bactériens de Ain-El-Hammam.

Strates	Souche	Forme	Gram	Mobilité	Ciliature	Spore	Forme de spore	Position de spore	Déformance	Capsule
S0	1	Cocci	+	-	-	-	/	/	/	-
	2	Bâtonnet	+	+	2 flagelles latéraux	-	/	/	/	-
S1	3	Bâtonnet	+	+	flagelles latéraux	+	Ovoïde	Endospore + Exospore	-	+
	4	Bâtonnet	-	+	2 flagelles latéraux	-	/	/	/	-
	5	Bâtonnet	+	+	-	+	Ovoïde	Terminale	+	-
S2	6	Bâtonnet	-	+++	Cils peritriches	-	/	/	/	-
	7	Bâtonnet	+	+	2 flagelles latéraux	-	/	/	/	-
	8	Bâtonnet	+	+	Cils peritriches	+	Ovoïde	Subterminale	+	-
	9	Cocci	+	-	/	-	/	/	/	+
S3	10	Bâtonnet	-	+	2 flagelles polaires	-	/	/	/	-
	11	Cocci	+	-	/	-	/	/	/	+
	12	Bâtonnet	+	-	/	+	Sphérique	Subterminale	-	+
	13	Cocci	+	-	/	-	/	/	/	+
	14	Bâtonnet	+	+	Cils peritriches	+	Ovoïde	Subterminale	-	+
	15	Bâtonnet	-	-	-	-	/	/	/	+
16	Bâtonnet	-	-	/	-	/	/	/	-	

4.1.3. Résultats de l'identification des isolats bactériens par les galeries biochimiques classiques.

Les résultats de cette étude sont regroupés dans les tableaux 24 et 25.

Les résultats des tableaux (24 et 25) révèlent :

- Une richesse significative des strates qui constituent le cœur des deux décharges en espèces bactériennes identifiées à savoir (S'1, S'2, S'3 à Timizart) et (S1, S2, S3 à Ain-El-Hammam) par rapport aux strates soumises aux retombées atmosphériques (S'0 à Timizart) et (S0 à Ain-El-Hammam) ;
- L'existence de 7 souches communes aux deux stations d'études : les souches (3, 4, 9, 11, 12, 14, 15) isolées à Timizart et les souches (1, 5, 11, 13, 14,15, 16) isolées à Ain-El-Hammam. Ces souches présentent les mêmes critères biochimiques confirmant ainsi leur ressemblance macroscopique et microscopique ; il s'agit donc des mêmes espèces.

Tableau 24 : Tests biochimiques des différentes souches bactériennes isolées à Timizart.

Strates	Sou-ches	VF	RM	VP	Oxy	Cat	ONPG	Urée	IND	Cit	Nit	Test Moller			TSI					
												LDC	ODC	ADH	Glu	Lac	Sac	Gaz	H2S	
S'0	1	AS	-	-	+	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-
	2	AF	-	-	-	+	+	+	-	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-
	3	AS	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	+	+	-	+	+	-	-	-
S'1=S'2	4	AS	+	-	+	+	+	+	-	-	+	-	-	-	+	+	+	-	-	-
	5	AF	-	-	-	+	+	+	-	+	+	-	+	-	+	+	+	-	-	-
	6	AF	+	-	-	-	+	-	+	+	-	-	+	+	+	+	+	-	-	-
	7	AF	-	-	-	-	-	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+
	8	AF	-	-	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
	9	AF	-	-	-	-	+	+	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-
S'3	10	AF	-	+	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-
	11	NS	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+
	12	AF	+	+	-	-	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	-
	13	NS	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	+	+	+
	14	AF	+	+	-	-	+	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+	+	-	-
	15	AF	+	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	-	-
	16	AF	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	+	+	+	+	-	-
17	AF	-	+	-	+	+	+	+	-	-	+	+	+	-	+	+	+	+	-	-

En **gras** les espèces bactériennes communes à Timizart et Ain-El-Hammam

Tableau 25 : Tests biochimiques des différentes souches bactériennes isolées à Ain-El-Hammam.

Strates	Sou-ches	VF	RM	VP	Oxy	Cat	ONPG	Urée	IND	Cit	Nit	Test Moller			TSI				
												LDC	ODC	ADH	Glu	Lac	Sac	Gaz	H2S
S0	1	AS	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	+	+	-	+	+	-	-
	2	AS	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	+	-	+	+	+	-	-
	3	AS	+	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-	+	+	+	-	-
S1	4	AF	+	+	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	-
	5	AS	+	-	+	+	+	+	-	-	+	-	-	-	+	+	+	-	-
S2	6	AF	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-
	7	AF	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+
	8	NS	-	-	-	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-
	9	AF	-	-	-	+	+	-	-	-	+	-	-	-	+	+	+	-	-
S3	10	AF	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	-	-
	11	AF	-	-	-	-	+	+	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-
	12	NS	-	-	-	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	13	AF	+	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-
	14	NS	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+
	15	AF	+	+	-	-	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
	16	AF	+	+	-	-	+	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+	-	-

En **gras** les espèces bactériennes communes à Timizart et Ain-El-Hammam

4.1.4. Résultats d'identification des souches bactériennes isolées au niveau du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam

Les résultats d'identification des genres bactériens isolés au niveau des deux stations d'études sont synthétisés dans le tableau 26.

Les résultats d'identification des espèces bactériennes isolées au niveau des deux stations d'études sont synthétisés dans le tableau 27

Tableau 26 : Résultats d'identification des genres bactériens isolés au niveau du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam.

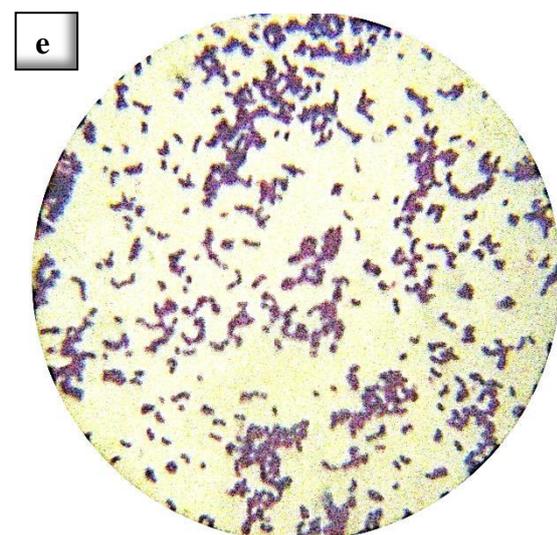
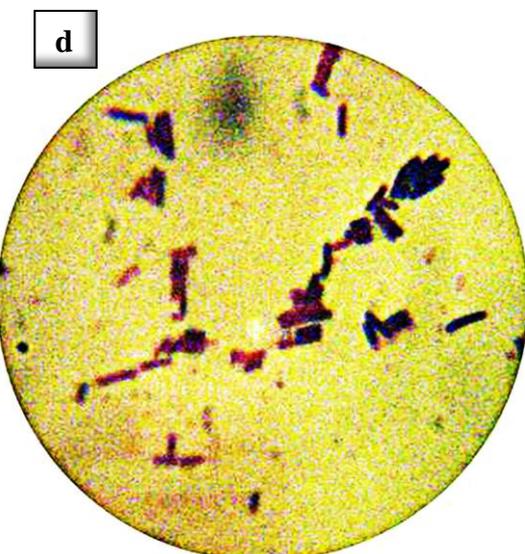
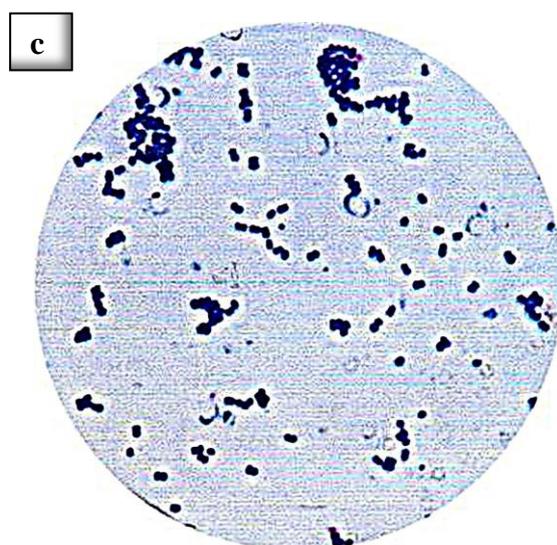
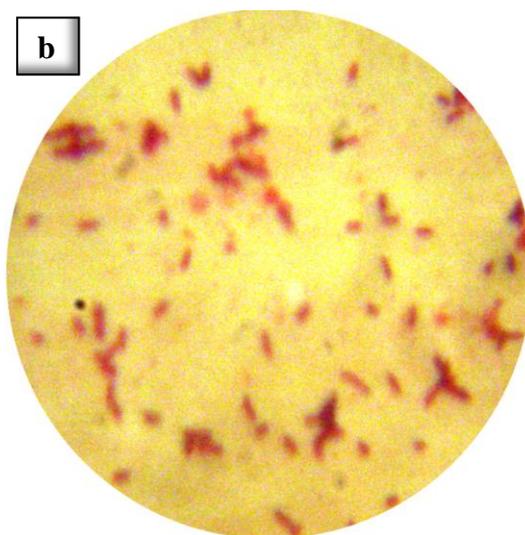
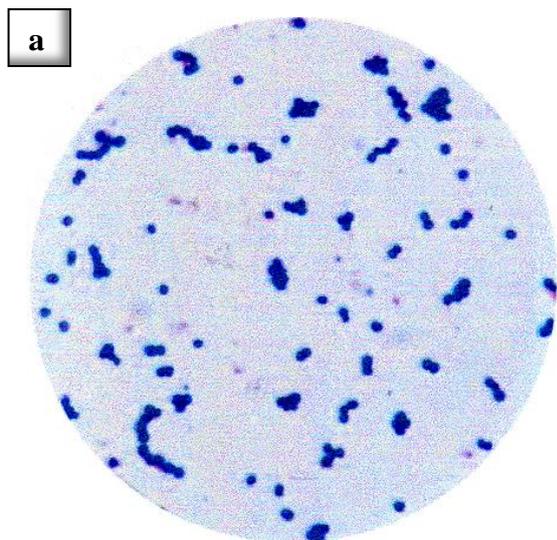
Timizart	Ain-El-Hammam	Critères d'identification	Genres identifiés
Les souches 1 et 3	La souche 1	Cocci à Gram +, catalase + et ONPG +.	<i>Micrococcus</i>
Les souches 2 et 16	Les souches 2 et 3	Bacilles à Gram +, catalase + et ADH-.	<i>Bacillus</i>
La souche 4	La souche 5	Bacilles à Gram -, catalase+ et nitrate +.	<i>Acinetobacter</i>
Les souches 5 et 15	Les souches 9 et 13	Cocci groupées en grappes de raisins ou en chaînettes, catalase +, ONPG +.	<i>Staphylococcus</i>
La souche 6	La souche 7	Bacilles à Gram +, catalase + et ADH +.	<i>Citrobacter</i>
La souche 7	La souche 6	Bâtonnet à Gram - très mobiles par les cils peritriches, uréase +.	<i>Proteus</i>
La souche 8	La souche 10	Bâtonnet fins à Gram - et catalase +.	<i>Pseudomonas</i>
Les souches 9 et 10	La souche 11	Cocci à Gram +, asporulées, aérobies facultatives.	<i>Streptococcus</i>
Les souches 11 et 13	Les souches 8, 12 et 14	Bâtonnet à extrémités arrondies, anaérobie stricte, catalase -.	<i>Clostridium</i>
La souche 12	La souche 15	Bacilles fins à Gram-, immobile, asporulée et capsulée, fermente (glucose, lactose et saccharose) avec dégagement du gaz, indole-.	<i>Klebsiella</i>
La souche 14	La souche 16	Bâtonnet à Gram-, immobile, asporulée et acapsulée, fermente (glucose, lactose et saccharose) sans le dégagement du gaz, indole +.	<i>Yersinia</i>
La souche 17	La souche 4	Bacilles à Gram-, catalase+ et nitrate +.	<i>Enterobacter</i>

Tableau 27 : Résultats d'identification d'espèces bactériennes isolées au niveau du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam.

Timizart			Ain-El-Hammam		
Strates	Souches	Espèces Bactériennes identifiées	Strates	Souches	Espèces Bactériennes identifiées
S'0	1	<i>Micrococcus roseus</i>	Strate 0	1	<i>Micrococcus varianus</i>
	2	<i>Bacillus circulans</i>		2	<i>Bacillus firmus</i>
	3	<i>Micrococcus varianus</i>	Strate 1	3	<i>Bacillus subtilis</i>
4	<i>Acinetobacter sp.</i>	4		<i>Enterobacter agglomerans</i>	
5	<i>Staphylococcus aureus</i>	5		<i>Acinetobacter sp.</i>	
S'1 = S'2	6	<i>Citrobacter diversus</i>	Strate 2	6	<i>Proteus mirabilis</i>
	7	<i>Proteus vulgaris</i>		7	<i>Citrobacter freundii</i>
	8	<i>Pseudomonas diminuta</i>		8	<i>Clostridium butyricum</i>
	9	<i>Streptococcus sp.</i>		9	<i>Staphylococcus epidermidis</i>
S'3	10	<i>Streptococcus cremoris</i>	Strate 3	10	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>
	11	<i>Clostridium perfringens</i>		11	<i>Streptococcus sp.</i>
	12	<i>Klebsiella ozaena</i>		12	<i>Clostridium paraperfringens</i>
	13	<i>Clostridium septicum</i>		13	<i>Staphylococcus saprophyticus</i>
	14	<i>Yersinia intermedia</i>		14	<i>Clostridium perfringens</i>
	15	<i>Staphylococcus saprophyticus</i>		15	<i>Klebsiella ozaena</i>
	16	<i>Bacillus cereus</i>		16	<i>Yersinia intermedia</i>
17	<i>Enterobacter aerogenes</i>	/	/	/	

En gras les espèces bactériennes communes à Timizart et Ain-El-Hammam.

L'observation au microscope photonique (G. x100) des espèces bactériennes communes à Timizart et Ain-El-Hammam est illustrée dans les figures ci-dessous.



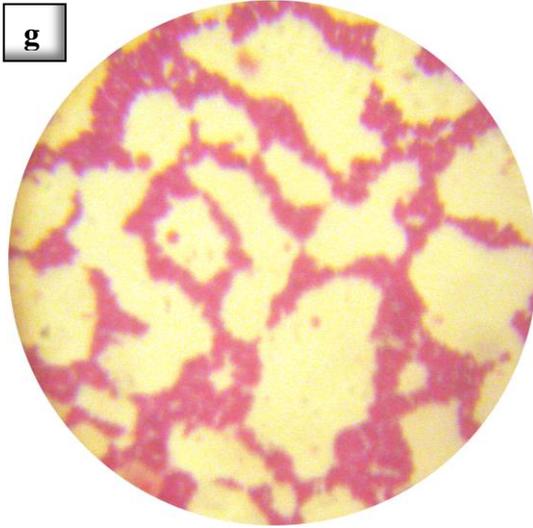
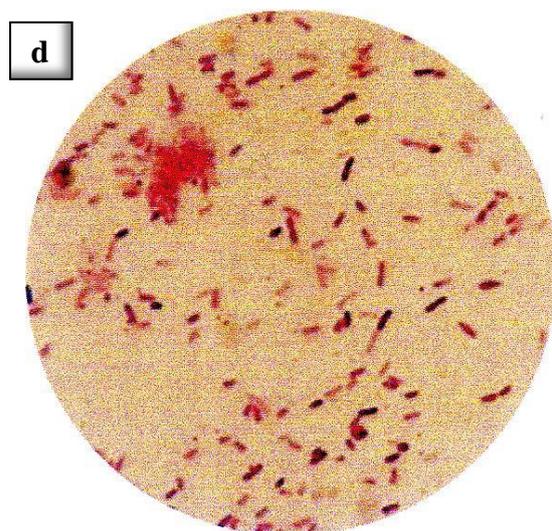
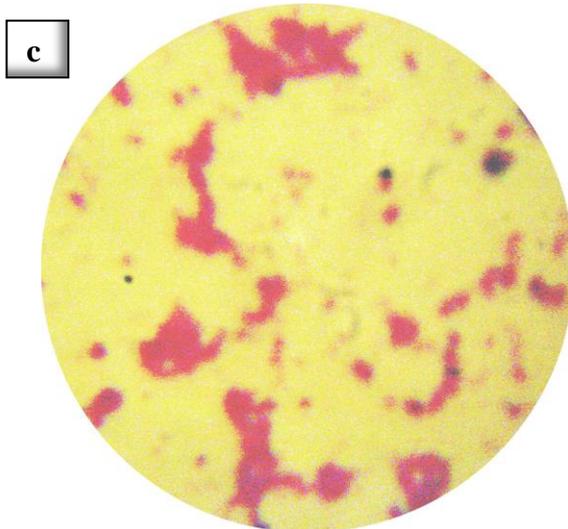
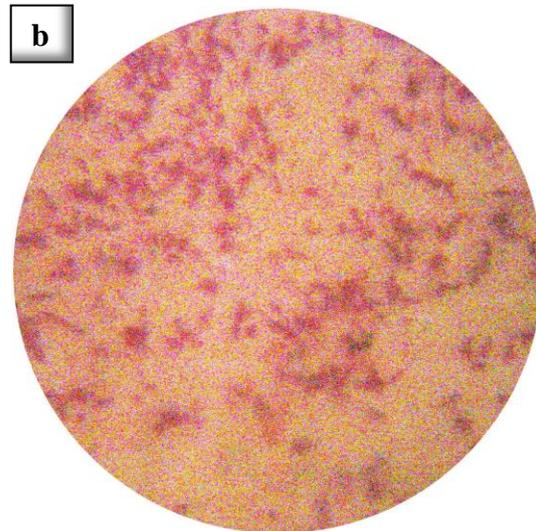
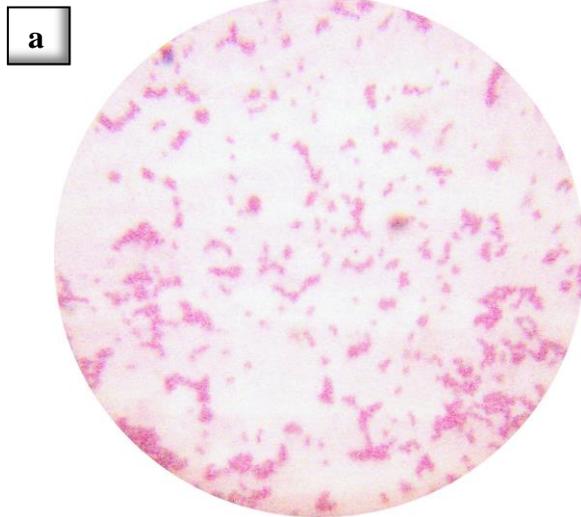


Planche 1 : (a) *Micrococcus varians* ; (b) *Acinetobacter* sp. ; (c) *Streptococcus* sp. ; (d) *Clostridium perfringens* ; (e) *Klebsiella ozaenae* ; (f) *Yersinia intermedia* ; (g) *Staphylococcus saprophyticus*.

Les figures suivantes désignent les espèces bactériennes spécifiques à **Timizart** observées au microscope photonique (G. x100).



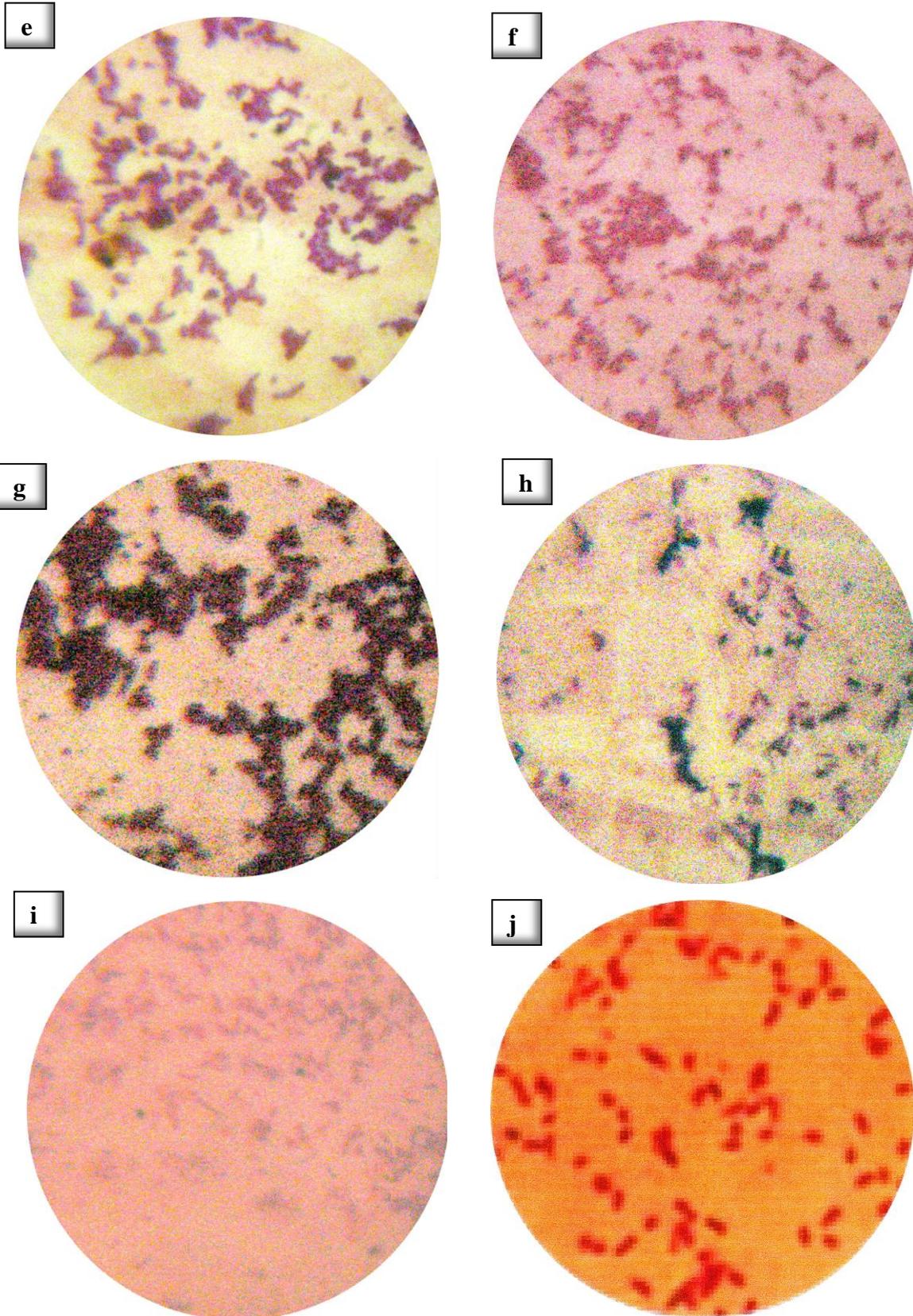
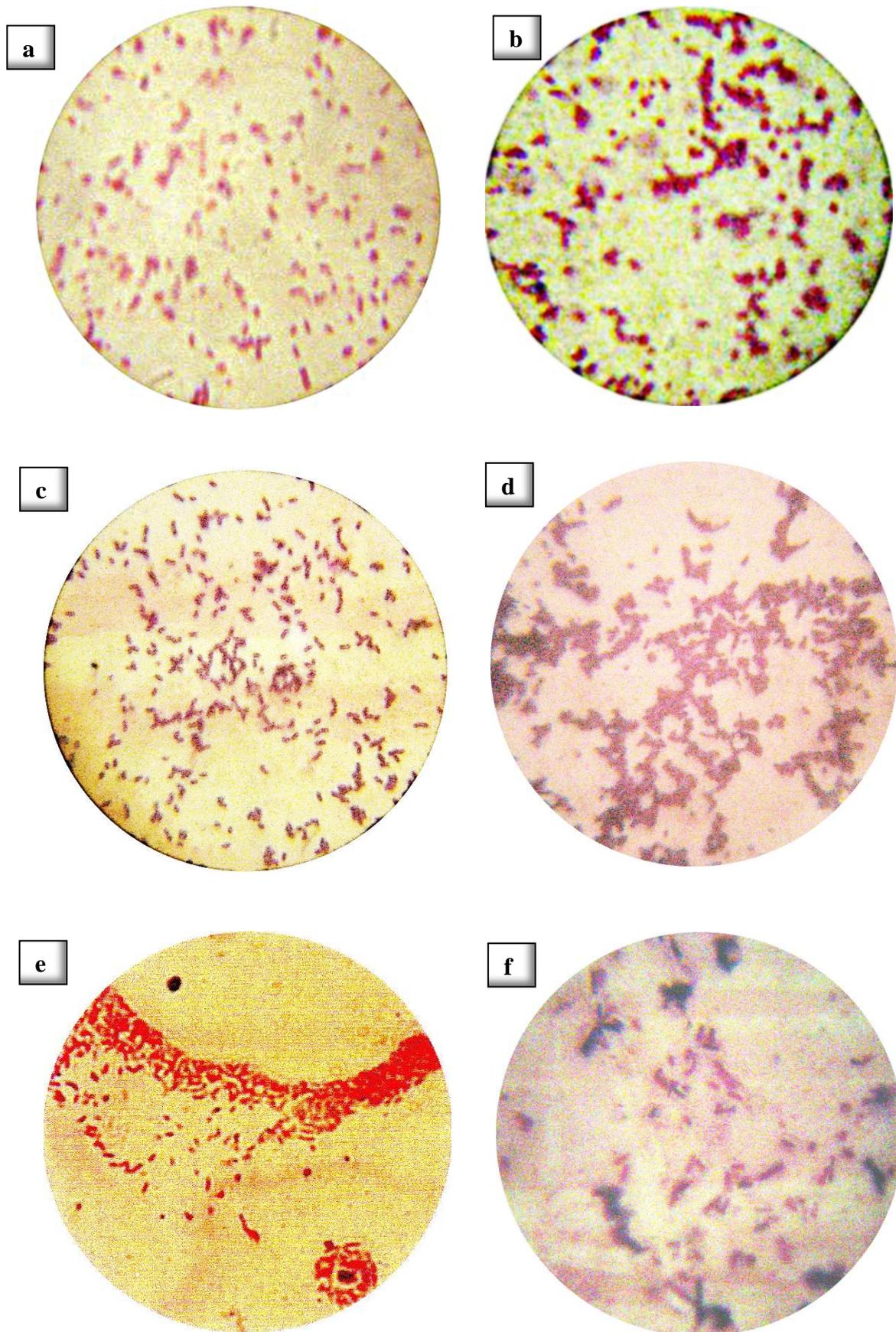


Planche 2 : (a) *Micrococcus roseus* ; (b) *Bacillus circulans* ; (c) *Staphylococcus aureus* ; (d) *Citrobacter diversus* ; (e) *Proteus vulgaris* ; (f) *Pseudomonas diminuta* ; (g) *Streptococcus cremoris* ; (h) *Clostridium septicum* ; (i) *Bacillus cereus* ; (j) *Enterobacter aerogenes*.

Les figures ci-après représentent les espèces bactériennes spécifiques à **Ain-El-Hammam** observées au microscope photonique (G. x100).



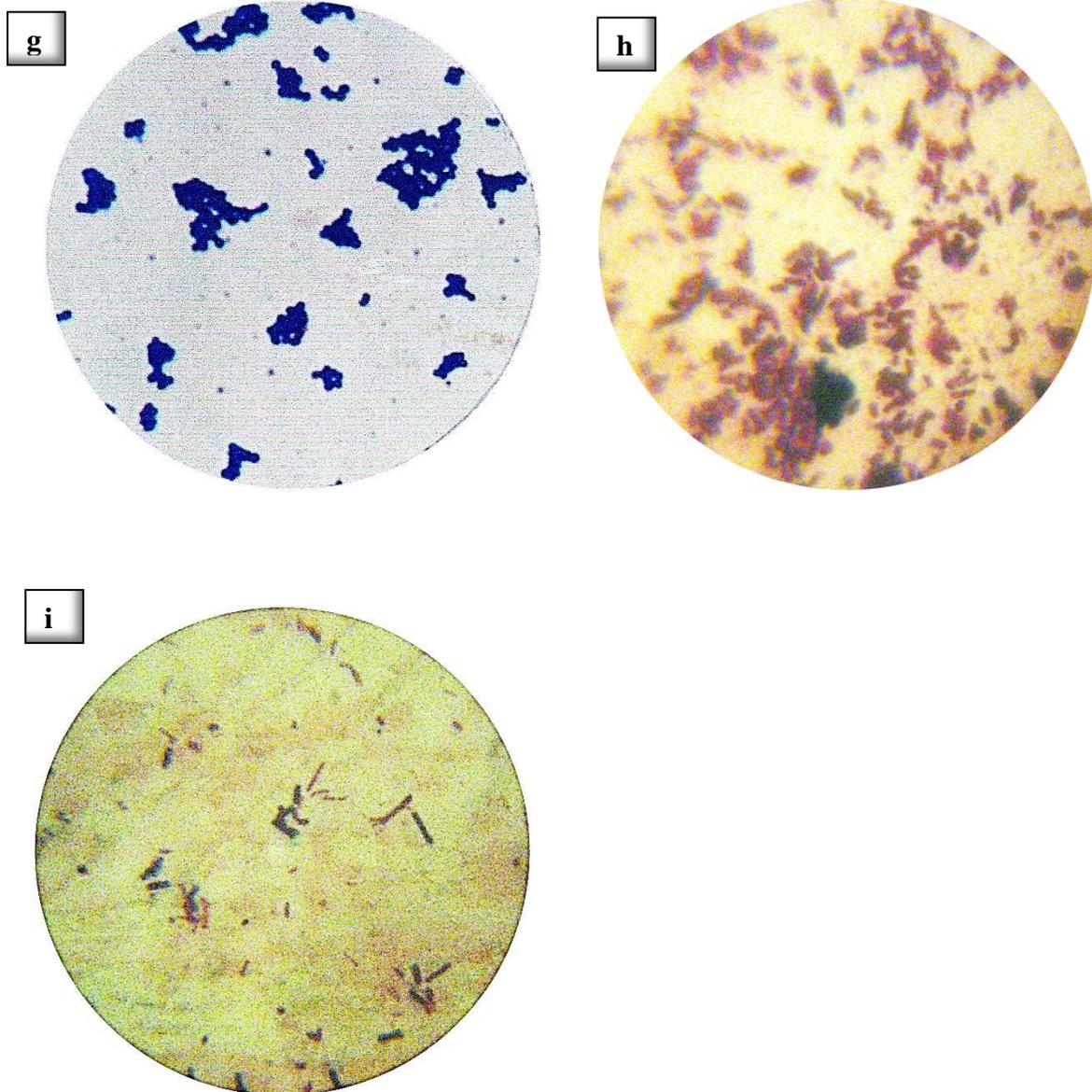


Planche 3 : (a) *Bacillus firmus* ; (b) *Bacillus subtilis*; (c) *Enterobacter agglomerans* ; (d) *Proteus mirabilis* ; (e) *Citrobacter freundii* ; (f) *Clostridium butyricum*; (g) *Staphylococcus epidermidis* ; (h) *Pseudomonas aeruginosa* ; (i) *Clostridium paraperfringens*.

4.2. Comparaison saisonnière entre les souches bactériennes isolées au niveau du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam

Les résultats de la comparaison entre les souches bactériennes isolées au niveau des deux stations d'études sont exposés dans le tableau 28

Tableau 28 : Résultats de la comparaison saisonnière entre les souches bactériennes isolées au niveau de Timizart et Ain-El-Hammam

Espèces bactériennes	Timizart				Ain-El-Hammam			
	Hiver	Printemps	Été	Automne	Hiver	Printemps	Été	Automne
<i>Micrococcus roseus</i>	+	-	-	+	-	-	-	-
<i>Bacillus subtilis</i>	-	-	-	-	-	+	+	-
<i>Micrococcus varians</i>	+	-	-	+	+	-	-	+
<i>Bacillus circulans</i>	-	+	+	-	-	-	-	-
<i>Acinetobacter sp.</i>	-	+	+	-	-	+	+	-
<i>Enterobacter aerogenes</i>	+	-	-	+	-	-	-	-
<i>Clostridium paraperfringens</i>	-	-	-	-	-	+	+	-
<i>Staphylococcus epidermidis</i>	-	-	-	-	+	-	-	+
<i>Staphylococcus saprophyticus</i>	+	-	-	+	+	-	-	+
<i>Citrobacter diversus</i>	-	+	+	-	-	-	-	-
<i>Clostridium butyricum</i>	-	-	-	-	-	+	+	-
<i>Clostridium perfringens</i>	-	+	+	-	-	+	+	-
<i>Klebsiella ozaenae</i>	+	-	-	+	+	-	-	+
<i>Proteus vulgaris</i>	-	+	+	-	-	-	-	-
<i>Streptococcus sp.</i>	-	+	+	-	-	+	+	-
<i>Citrobacter freundii</i>	-	-	-	-	-	+	+	-
<i>Bacillus firmus</i>	-	-	-	-	-	+	+	-
<i>Bacillus cereus</i>	-	+	+	-	-	-	-	-
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	-	-	-	-	+	-	-	+
<i>Staphylococcus aureus</i>	+	-	-	+	-	-	-	-
<i>Proteus mirabilis</i>	-	-	-	-	-	+	+	-
<i>Yersinia intermedia</i>	-	+	+	-	-	+	+	-
<i>Streptococcus cremoris</i>	-	+	+	-	-	-	-	-
<i>Clostridium septicum</i>	-	+	+	-	-	-	-	-
<i>Enterobacter agglomerans</i>	-	-	-	-	+	-	-	+
<i>Pseudomonas diminuta</i>	+	-	-	+	-	-	-	-

En gras les espèces bactériennes communes à Timizart et Ain-El-Hammam

+ : Présent, - : Absent

4.3. Comparaison entre les souches bactériennes isolées au niveau du sol des deux décharges Timizart et Ain-El- Hammam avec d'autres études similaires

La comparaison entre nos résultats et ceux des études similaires sont regroupés dans les tableaux 29 et 30:

Tableau 29 : Résultats de la comparaison saisonnière entre les genres bactériens isolés au niveau du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam avec d'autres études similaires.

Pays/Décharges	Algérie Timizart				Algérie Ain-El-Hammam				France Étuefont				Nigeria Ogba-Egbema-Ndoni			
	H	P	E	A	H	P	E	A	H	P	E	A	H	P	E	A
Genres Bactériens	H	P	E	A	H	P	E	A	H	P	E	A	H	P	E	A
<i>Micrococcus</i>	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+
<i>Bacillus</i>	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-
<i>Acinetobacter</i>	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-
<i>Enterobacter</i>	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+
<i>Clostridium</i>	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-
<i>Staphylococcus</i>	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+
<i>Citrobacter</i>	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Klebsiella</i>	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+
<i>Proteus</i>	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-
<i>Streptococcus</i>	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-
<i>Pseudomonas</i>	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+
<i>Yersinia</i>	-	+	+	-	-	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-
<i>Escherichia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	+	-	-	+
<i>Aerococcus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+
<i>Alcaligenes</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+
<i>Serratia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+
Références	Présente étude				Présente étude				(Belle et al., 2008).				(Obire et Wemedo, 2002).			

Tableau 30: Résultats de la comparaison entre l'ensemble des souches bactériennes isolées au niveau du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam avec d'autres études similaires.

Algérie Timizart	Algérie Ain-El-Hammam	Tunisie Tunis	Burkina Faso Ouagadougou	France Grenoble	Pologne Opole	Malaisie Taman Beringin	Chine Xi'an	Nigeria Port Harcourt
<i>Micrococcus roseus</i>	<i>Micrococcus varians</i>	<i>Escherichia coli</i>	<i>Escherichia coli</i>	<i>Aeromonas</i> sp.	<i>Bacillus cereus</i>	<i>Aeromonas caviae</i>	<i>Olivibacter jilunii</i>	<i>Micrococcus</i> sp.
<i>Micrococcus varians</i>	<i>Bacillus subtilis</i>	<i>Staphylococcus</i> sp.	<i>Clostridium perfringens</i>	<i>Bacillus subtilis</i>	<i>Clostridium perfringens</i>	<i>Pseudomonas alcaligenes</i>	<i>Lysobacter xinjiangensis</i>	<i>Clostridium perfringens</i>
<i>Acinetobacter</i> sp.	<i>Enterobacter agglomerans</i>	<i>Salmonella enteritidis</i>	<i>Shigella</i> sp.	<i>Campylobacter jejuni</i>	<i>Escherichia coli</i>	<i>Ochrobactrum intermedium</i>	<i>Staphylococcus saprophyticus</i>	<i>Staphylococcus aureus</i>
<i>Staphylococcus aureus</i>	<i>Acinetobacter</i> sp.	<i>Salmonella corvallis</i>	<i>Salmonella enterica</i>	<i>Citrobacter</i> sp.	<i>Klebsiella</i> sp.	<i>Pseudomonas mendocina</i>	<i>Pseudomonas alcaligenes</i>	<i>Klebsiella</i> sp.
<i>Citrobacter diversus</i>	<i>Proteus mirabilis</i>	<i>Micrococcus</i> sp.	<i>staphylococcus xylosus</i>	<i>Clostridium butyricum</i>	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	<i>Stenotrophomonas acidaminiphila</i>	<i>Micrococcus</i> sp.	<i>Proteus vulgaris</i>
<i>Proteus vulgaris</i>	<i>Citrobacter freundii</i>	<i>Planococcus</i> sp.	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	<i>Clostridium perfringens</i>	<i>Salmonella</i> sp.	<i>Clostridium perfringens</i>	<i>Cetobacterium somerae</i>	<i>Streptococcus</i> sp.
<i>Pseudomonas diminuta</i>	<i>Clostridium butyricum</i>	<i>Bacillus cereus</i>	<i>Stenotrophomonas maltophilia</i>	<i>Escherichia coli</i>	<i>Shigellae</i> sp.	<i>Bacillus pumilus</i>	<i>balneola</i> sp.	<i>Escherichia coli</i>
<i>Streptococcus</i> sp.	<i>Staphylococcus epidermidis</i>	<i>Enterobacter aerogenes</i>	<i>Enterobacter aerogenes</i>	<i>Klebsiella</i> sp.	<i>Streptococcus</i> sp.	<i>Micrococcus</i> sp.	<i>Clostridium perfringens</i>	<i>Arthrobacter</i> sp.
<i>Streptococcus cremoris</i>	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	<i>Staphylococcus aureus</i>	<i>Streptococcus cremoris</i>	<i>Listeria monocytogenes</i>	<i>Campylobacter upsaliensis</i>	<i>Proteus</i> sp.	<i>Pusillimonas</i> sp.	<i>Serratia rubidaea</i>
<i>Clostridium perfringens</i>	<i>Streptococcus</i> sp.	<i>Clostridium perfringens</i>	<i>Yersinia enterocolitica</i>	<i>Proteus mirabilis</i>	<i>Bacillus anthracis</i>	<i>Shigellae</i> sp.	<i>Proteus</i> sp.	<i>Enterobacter aerogenes</i>
<i>Klebsiella ozaenae</i>	<i>Clostridium paraperfringens</i>	<i>Streptococcus</i> sp.		<i>Providencia</i> sp.	<i>Yersinia enterocolitica</i>	<i>Cetobacterium somerae</i>	<i>Shigellae</i> sp.	<i>Salmonella enterica</i>
<i>Clostridium septicum</i>	<i>Staphylococcus saprophyticus</i>	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>		<i>Pseudomonas aeruginosa</i>				
<i>Yersinia intermedia</i>	<i>Clostridium perfringens</i>			<i>Salmonella</i> sp.				
<i>Staphylococcus saprophyticus</i>	<i>Klebsiella ozaenae</i>			<i>Serratia</i> sp.				
<i>Bacillus cereus</i>	<i>Yersinia intermedia</i>			<i>Shigellae</i> sp.				
<i>Enterobacter aerogenes</i>				<i>Staphylococcus saprophyticus</i>				
				<i>Streptococcus</i> sp.				
				<i>Yersinia enterocolitica</i>				
Présente étude	Présente étude	(Hassen et al., 2002)	(Hien et al., 2010).	(Deportes et al., 1998).	(Frączek et Ropek 2011)	(Jayanthi et al., 2016).	(Song et al., 2016).	(Obire et al., 2002).

4.4. Résultats de l'analyse Factorielle des Correspondances (AFC) des résultats microbiologiques des sols des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam

La représentation graphique des résultats de l'AFC est mentionnée dans la figure suivante :

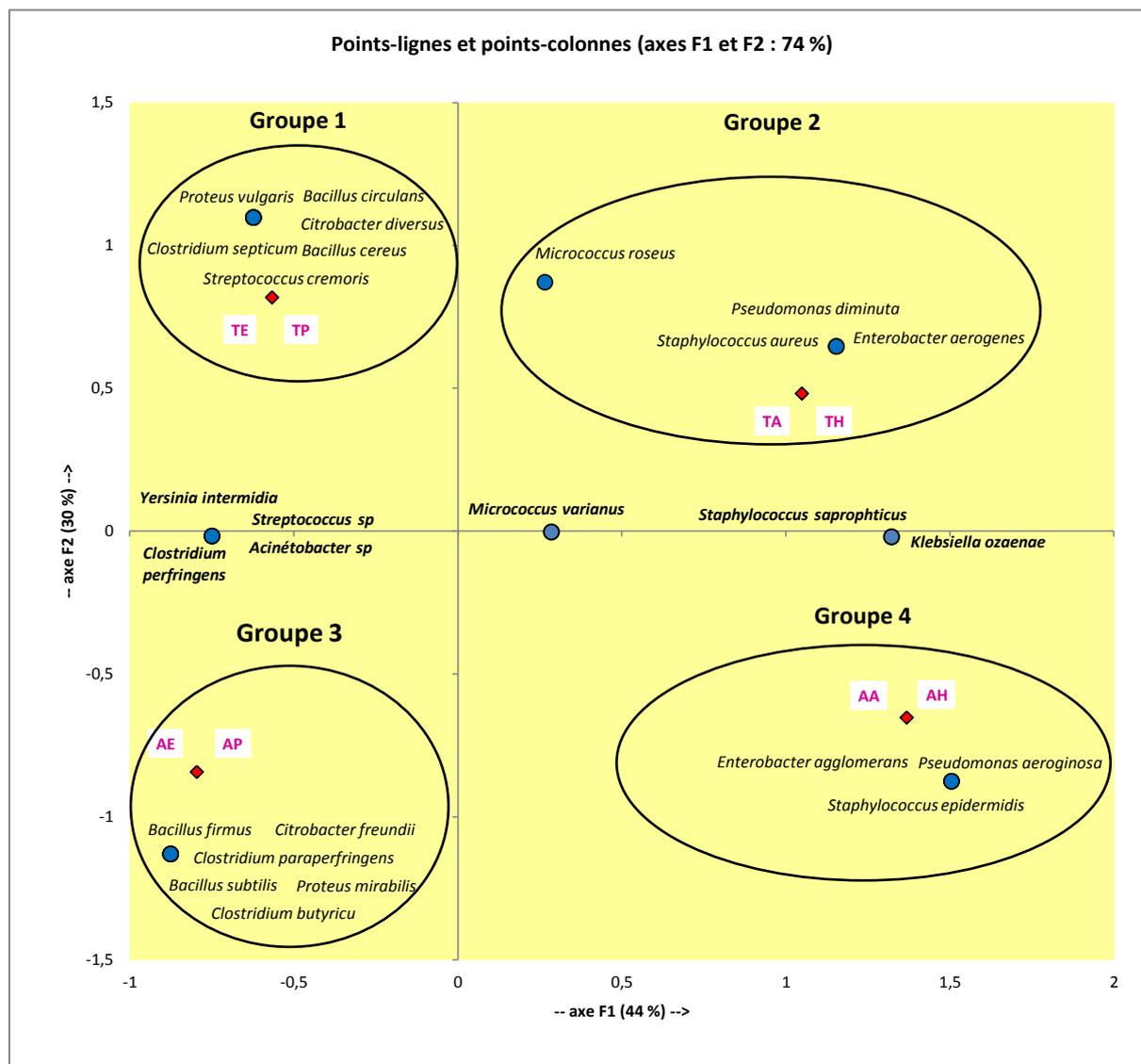


Figure 30 : Représentation graphique de l'AFC des résultats des analyses microbiologiques du sol des deux décharges de Timizart et de Ain-El-Hammam.

TH : Timizart Hiver, TP : Timizart Printemps, TE : Timizart Été, TA : Timizart Automne, AH : Ain-El-Hammam Hiver, AP : Ain-El-Hammam Printemps, AE : Ain-El-Hammam Été, AA : Ain-El-Hammam Automne.

5. Discussion

5.1. Discussion des résultats de la comparaison entre la composition moyenne par catégorie de déchets solides municipaux de Timizart et Ain-El-Hammam

La comparaison entre la composition moyenne par catégorie de déchets solides municipaux de Timizart et Ain-El-Hammam rapportée dans la figure 25 indique la prédominance des matières organiques qui est nettement marquée par les pourcentages les plus élevés enregistrés à Timizart (70,37 %) et à Ain-El-Hammam (69,39 %) ; ces résultats corroborent avec la moyenne nationale qui est de 70 % (Figure 26). Le mode de vie et les habitudes alimentaires des populations algériennes qui privilégient la consommation des légumes et fruits frais en sont responsables.

En seconde position, on retrouve que les deuxièmes pourcentages les plus élevés sont attribués aux déchets plastiques à Timizart (10,02 %) et aux déchets textiles à Ain-El-Hammam (12,09 %). Ceci peut être expliqué par l'élévation du poids des textiles mouillés sous climat humide à variante fraîche de Ain-El-Hammam.

Les fractions des matériaux recyclables ou récupérables comme les papiers et les cartons, les plastiques, les verres et les métaux sont respectivement : 7,13 % ; 10,02 % ; 1,69 % ; 1,3 % à Timizart et 6,38 % ; 8,95 % ; 1,23 % ; 1,37 % à Ain-El-Hammam. Ces valeurs ne dépassent pas les moyennes nationales (Figure 26) et présentent de légères variations insignifiantes entre les deux communes qui ne dépassent guère 1 %, probablement dues aux ressemblances entre leurs caractéristiques socio-économiques et culturelles.

Les déchets spéciaux affichent les plus faibles pourcentages de toutes les catégories recensées (0,66 % à Timizart et 0,58 % à Ain-El-Hammam), dus aux faibles quantités de produits dangereux utilisés par les ménages et à une densité démographique moyenne qu'abritent les deux communes étudiées (28 996 habitants à Timizart et 20401 habitants à Ain-El-Hammam) d'après le recensement de l'Office National des Statistiques en 2008.

La comparaison entre la composition saisonnière par catégorie de déchets solides municipaux de Timizart et Ain-El-Hammam et d'autres pays rapportée dans le tableau 5 montre que les pourcentages en matières organiques représentent la majeure partie de toutes les catégories des DSM recensés. Les plus grandes quantités de matières organiques ont été observées en Hiver ; l'Algérie est en tête avec 73,3 % (Chlef), 72,5 % (Timizart) et 71,12% (Ain-El-Hammam) suivie

de la Lituanie (63,33 %) et de la Turquie (61,15%) ; cela reflète, les caractères socio-économiques et les habitudes alimentaires des populations algériennes basées sur les fruits et légumes de saison (Youb *et al.*, 2014) ; quant à la Grèce, ses valeurs les plus élevées sont enregistrées en Été (41, 20 %) , dû à l'augmentation des quantités de DSM de l'île de Crète en Grèce suite à une activité touristique intense pendant la période estivale (Gidakos *et al.*, 2006).

Les matériaux recyclables en particulier les papiers et cartons, les plastiques, les verres et les textiles présentent une variabilité saisonnière. A l'exception des textiles qui expriment un gradient décroissant de l'Hiver vers l'Été, le reste des catégories affichent un gradient croissant de l'Hiver vers l'Été en raison de l'augmentation des dépenses en matériaux d'emballages en saison estivale (la Grèce est en tête suivie de la Turquie avec leurs particularités de principales destinations touristiques mondiales) ; néanmoins la Turquie occupe la dernière position en déchets plastique, grâce au développement de nombreuses filières de recyclage de déchets plastiques en son territoire (Florin, 2016).

Les métaux et les déchets spéciaux présentent en Algérie des faibles pourcentages, très proches sur les quatre saisons de l'année, ne dépassant pas au Printemps les 2 % à Timizart pour la première catégorie et 1 % à Chlef pour la deuxième catégorie expliqué par les habitudes et modes de consommation des populations Algériennes ainsi que le tri à la source de certains résidus de métaux comme l'aluminium (Youb *et al.*, 2014). Ces types de déchets sont totalement absents en Grèce, Lituanie et Turquie, justifié probablement par la reprise des métaux à la source pour leur recyclage et la récupération des déchets spéciaux pour un traitement et une élimination particulière en raison de leur toxicité.

Ces résultats de comparaison corroborent avec ceux de Tinmaz et Demir (2006) qui confirment que les composantes des DSM changent en fonction du lieu, de la saison, des conditions économiques et de nombreux autres facteurs.

La comparaison entre la composition moyenne par catégories des déchets solides municipaux de Timizart et Ain- El-Hammam et d'autres pays affichée dans le tableau 6 a révélé que les quantités de matières organiques collectées dans les quatre pays africains sélectionnés dépassent les 60 % et atteignent dans notre étude près de 70 % à Timizart, tandis que le continent Européen affiche la valeur la plus élevée de 57 % en Espagne et la valeur la plus faible 23,9 % en Finlande ; l'ensemble des pays Asiatiques ne dépassent pas 52 % (valeur maximale obtenue à la décharge d'Akaidier en Jordanie), tandis que la valeur minimale 43,51 % correspond à la décharge d'Iskandar en Malaisie.

En Amérique du Nord et en Australie les matières organiques présentent les valeurs les plus basses de cette comparaison, 18,6 % aux USA et 25 % en Australie. Ce pendant l'Amérique du sud présente des fluctuations très nettes entre les trois pays comparés allant de 34 % en Argentine et de 45 % au Caraïbes jusqu'à 52 % au Brésil.

En outre, les valeurs en pourcentage des déchets recyclables (papiers-cartons, plastiques, verres, textiles et métaux) affichent des fluctuations assez nettes entre les pays des six continents comparés. En Amérique du Nord, en Europe et en Australie, le pourcentage le plus élevé de ces déchets recyclables est attribué aux papiers-cartons avec (32 %) aux USA, (15 %) en Espagne et (9,4 %) à Sydney ; par contre en Afrique, en Asie et en Amérique du sud les déchets plastiques exposent les pourcentages les plus élevés, respectivement (20%) au Nigeria, (22,2%) en Malaisie et (16 %) au Brésil.

Par ailleurs, la teneur en déchets spéciaux de l'ensemble des pays considérés dans le tableau 7 est très faible ou indéfini (0,6 % dans la présente étude et une valeur maximale de 0,7 % en Finlande). Ces résultats cadrent bien avec les différences de cultures et civilisations entre les pays des six continents comparés, les habitudes alimentaires, le mode de vie des populations et leur niveau socioéconomique ainsi que la divergence d'effectifs démographiques entre chaque pays. Ce qui confirme la théorie selon laquelle la nature des déchets est liée au style de vie, aux climats, aux cultures et aux pratiques de fabrication et de commercialisation des produits (Al-Jarallah et Aleisa, 2014).

5.2. Discussion des résultats des analyses physicochimiques du sol

5.2.1. Discussion des résultats des analyses granulométriques des sols des stations d'études Timizart et Ain-El-Hammam

La texture ou la granulométrie fait référence à la répartition des sédiments en fonction de leur taille. C'est une propriété fixe du sol qui ne varie pas avec les saisons (Boruta et *al.*, 2016). En 70 ans la composition texturale du sol de la région de Versailles en France est restée sensiblement la même (Pernes-Debuyser et Tessier, 2002). De ce fait, nous avons effectué un seul échantillonnage.

L'ensemble des échantillons des deux stations d'études présentent un taux d'argiles très élevé dépassant les 40 %. Timizart présente des valeurs allant de 47,11 % (S3) jusqu'à 72,10 % (S0) et Ain-El-Hammam révèle des valeurs allant de 43,28 % (S3) jusqu'à 69,44 % (S0).

Ce taux élevé d'argiles au niveau des sols des deux stations d'études peut être expliqué par la nature de leurs fonds géochimiques naturels qui se distinguent par des roches mères de type marnes micacées (Timizart) et schistes micacées (Ain-El-Hammam). Les marnes et les schistes micacées sont dérivés principalement de roches sédimentaires argileuses qui présentent une richesse importante en argiles (Tararina et *al.*, 2011).

Nous constatons une baisse des pourcentages des deux particules minérales fines (argiles et limons) au niveau des strates suivantes (S'1, S'2, S'3 à Timizart) et (S1, S2, S3 à Ain-El-Hammam), respectivement (62,52 % , 62,48 %,47,11 %) et (17,38 % , 17,57%,5,99 %) à Timizart ;(58,71 % , 48,03 %,43,28 %) et (14,87% , 6,21%,4,33%) à Ain-El-Hammam , ceci est peut-être dû à l'accentuation des phénomènes de drainage et lessivage des sols en régions subhumide (Timizart) et humide (Ain-El-Hammam) (figure17) en raison des quantités élevées de précipitations qu'elles reçoivent.

Néanmoins les valeurs les plus basses sont enregistrées à Ain-El-Hammam justifiées par son climat humide à variante fraîche (figure17). En climat humide, la pluie dissout les éléments minéraux, provoque des réactions chimiques, lessive et appauvrit en certains constituants la partie supérieure du sol et entraîne dans les couches inférieures les particules fines (Norouzi et Khademi, 2010). La pente accidentée de son terrain (figure14) contribue pour sa part à l'intensification de ces phénomènes.

Le taux de sables a considérablement augmenté en allant vers les strates les plus basses des deux décharges : S'3(46,91 %) à Timizart et S3 (52,39 %) à Ain-El-Hammam, transforme la texture argileuse en argilo-sableuse. Un tel résultat est dû aux apports externes et continuels des déchets en éléments grossiers (gravats, sables, graviers, etc.). Les résultats d'Anikwe et *al.* (2002) montrent que la fraction de sables du sol de la décharge Abakaliki du Nigeria a augmenté de sorte à conduire sa texture d'argileuse à argilo-sableuse ; ces auteurs justifient leurs résultats par les apports continuels de la fraction grossière par les déchets.

5.2.2. Discussion des résultats des analyses physicochimiques du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam

Nous avons utilisé les normes de Baize (2000) pour la discussion des résultats du pH, de la conductivité électrique et du calcaire total ; les normes de (Soltner) 1982 pour la discussion des résultats de la matière organique ; quant aux métaux lourds nous avons utilisé les normes AFNOR NFU 44-041. (Voir l'annexe 1).

a-pH

Le pH mesuré de tous les échantillons du sol des deux stations d'études et sur les quatre saisons nous donne des résultats de pH neutres oscillants entre : 6,88 (Hiver) et 7,45 (Eté) à Timizart ; 6,67 (Hiver) et 7,44 (Eté) à Ain-El-Hammam.

L'analyse de variance (tableau 17) montre l'existence d'une différence très hautement significative pour la variable pH entre les strates du sol des deux décharges de Timizart et de Ain-El-Hammam en fonction de la saison ; car les sols argileux détiennent un pouvoir tampon important retiennent les éléments minéraux et s'opposent aux variations rapides du pH (Jayalath et *al.*, 2016). Nos échantillons contiennent plus de 40 % d'argile, ce qui explique leur neutralité le long des quatre saisons.

Cependant en restant toujours dans la fourche de neutralité, nos sols présentent une légère diminution du pH au niveau des strates les plus riches en déchets solides municipaux donc les plus basses des deux décharges : S'3 à Timizart et S3 à Ain- El-Hammam (figures13 et 14), durant les saisons pluvieuses (Hiver et Automne), Selon Wang et *al.* (2013) les processus de la décomposition des ordures ménagères peuvent contribuer à la diminution du pH du sol avec la dégradation de leur fraction organique qui libère des ions H^+ .

b- Conductivité électrique

La conductivité électrique mesurée de nos sols des deux stations d'études et sur les quatre saisons nous révèle des valeurs inférieures à 4 mmhos/cm, donc il sont non salés, confirmée par le pH neutre qui les caractérisent et par le climat subhumide de Timizart et humide de Ain-El-Hammam (figure17). Les sols salins sont rencontrés principalement sous climats arides ou semi arides (Díaza et *al.*, 2018). L'analyse de variance (tableau 17) montre l'existence d'une différence très hautement significative pour la variable conductivité électrique entre les strates du sol des deux décharges de Timizart et de Ain-El-Hammam en fonction de la saison ; car en restant toujours dans la fourche de sols non salés, une légère augmentation de la conductivité électrique est enregistrée au niveau des strates les plus basses des deux décharges où se trouve une plus grande concentration de déchets S'3 à Timizart et S3 à Ain- El-Hammam (figures13 et 14) durant le Printemps et Eté car, la décomposition des matières organiques contenues dans leurs déchets pourrait libérer des éléments minéraux dans le sol qui font augmenter sa conductivité électrique (Kweon et *al.*, 2013).

La comparaison entre les saisons nous révèle que la conductivité électrique rétrograde selon ce gradient : Eté > Printemps > Automne > Hiver avec des valeurs allant de 3,82 mmhos /cm à 1,92 mmhos /cm à Timizart et de 3,56 mmhos /cm à 1,51 mmhos /cm à Ain-El-Hammam ; car la profonde percolation des eaux de pluies en saisons humides permet le lessivage des éléments minéraux du sol (Li et *al.*, 2016).

c- Calcaire total CaCO_3

Les teneurs moyennes de nos sols en calcaire total des deux stations d'études et sur les quatre saisons nous rapportent des valeurs inférieures à 5 %, donc ils sont peu calcaires, justifié par leurs pH non alcalins ; plus le sol est calcaire plus il est alcalin (Zupančiča et *al.*, 2018).

L'analyse de variance (tableau 17) montre l'existence d'une différence très hautement significative pour la variable calcaire total entre les strates du sol des deux décharges de Timizart et de Ain-El-Hammam en fonction de la saison ; car la richesse de nos sols en argiles avec des taux excédant les 40 % (figures 27 et 28) démontre leur faible contenance en calcaire. La teneur en argiles est inversement proportionnelle au pourcentage du calcaire et qu'à partir du seuil de 40 %, les teneurs en calcaire des sols diminuent très fortement quand les taux d'argiles augmentent, ce phénomène serait dû probablement au fait que la faible perméabilité hydraulique des horizons très argileux ne permet pas l'entraînement et l'accumulation des carbonates de calcium dans le sol (Oliveiraa et *al.*, 2018).

L'appartenance de nos stations d'études aux étages bioclimatiques subhumide (Timizart) et humide (Ain-El-Hammam) (figure17) élucide leur pauvreté en calcaire. Selon Djili et *al.* (1999) la distribution des taux de calcaire dans les sols est régie par la pluviométrie. En effet, en Algérie, les forts taux de calcaire se localisent particulièrement dans les zones intérieures (régions steppiques et hauts plateaux) ou la pluviométrie est inférieure à 500 mm. En revanche, dans les zones humides et subhumides, les sols sont moins pourvus en carbonates de calcium.

d- Matière organique (MO)

Les teneurs moyennes en matières organiques des strates en contre haut de nos décharges S'0 (Timizart) et S0 (Ain-El-Hammam) durant les quatre saisons n'excèdent pas les 2 % et sont qualifiés de faibles selon les normes de soltner.

En Algérie, la teneur en matières organiques des sols sahariens est souvent inférieure à 0,1 % et n'excède pas les 2 % au nord du pays, à l'exception des sols forestiers (Koull et Halilat, 2016). L'analyse de variance (tableau 17) montre l'existence d'une différence très hautement significative pour la variable matière organique entre les strates du sol des deux décharges de Timizart et de Ain-El-Hammam en fonction de la saison ; car nous avons constaté un accroissement des teneurs en matières organiques au niveau des strates qui constituent le cœur de nos décharges à savoir (S'1, S'2, S'3 à Timizart) et (S1, S2, S3 à Ain-El-Hammam) excédant les 2 % et arrivant à 4,58 % en S'3 à Timizart et à 4,90 % en S3 à Ain-El-Hammam) durant la saison hivernale et sont qualifiés de moyen, moyen élevé et élevé selon les normes de soltner.

L'ancienneté de la state (S'3) à Timizart dans l'espace-temps illustre ses quantités élevées en matières organiques (figure16). La pente accidentée de la station Ain-El-Hammam favorise l'écoulement des déchets vers le bas de la décharge (S'3) sous l'effet de la pesanteur d'où ses teneurs élevées en matières organiques (figure17). Les quantités élevées en matières organiques dans le sol de la décharge des déchets solides municipaux, peuvent être dues aux processus de décomposition et du compostage des déchets organiques qu'elle contient (Zaihua et al., 2018). En Hiver, les basses températures et la saturation du sol en eaux provoque son asphyxie qui engendre une diminution, voir un blocage de son activité biologique (Hallaire et al., 2014) d'où la richesse importante de nos sols en matières organiques durant la saison hivernale.

e- Métaux lourds

Les résultats des six métaux lourds analysés (Cd, Pb, Ni, Zn, Cr et Cu) des deux stations d'études durant les quatre saisons, n'atteignent pas le seuil de pollution fixé par la norme AFNOR NFU 44-041, néanmoins, ils révèlent que les sols de nos décharges sont considérablement contaminés par les métaux lourds.

Les principales sources de métaux lourds dans les décharges sont les substances dangereuses issues des ménages comme les piles, les peintures, les colorants, les encres, etc. (Kanmani et Gandhimathi, 2013). Les rejets en petites quantités de ces déchets spéciaux par les ménages des deux communes (tableau 5) durant les quatre saisons et le type de climats qui règnent dans leur territoire: (subhumide à Timizart et humide à Ain-El-Hammam (figure17) favorisent le lessivage des métaux lourds par les eaux de pluies, expliquant ainsi leurs faibles pourcentages.

Le même constat a été enregistré dans d'autres études similaires résumées dans les tableaux (18 et 19) de la page suivante car, les métaux lourds se trouvent de façon évidente dans les déchets industriels et ménagers avec des proportions plus élevées en secteur industriel (Kouamel et *al.*, 2006).

L'analyse de variance (tableau 17) montre l'existence d'une différence très hautement significative pour la variable métaux lourds entre les strates du sol des deux décharges de Timizart et de Ain-El-Hammam en fonction de la saison ; car nous avons constaté une augmentation significative de leurs teneurs suivant un gradient croissant : ($S'0 < S'1 < S'2 < S'3$ à Timizart) et ($S0 < S1 < S2 < S3$ à Ain-El-Hammam) justifié par l'entassement des DSM en parties basses de nos décharges (figures 13 et 14) et nous avons observé des variations saisonnières dans les teneurs en métaux lourds analysés des deux stations d'études suivant ce gradient : Eté > Printemps > Automne > Hiver (tableaux des résultats des analyses physicochimiques des sols de Timizart et Ain-El-Hammam) ; Ghorbel et Trabelsi (2015) ont signalé que la plupart des métaux lourds dans les sols pollués par les DSM, peuvent être éliminés par infiltration car les eaux de pluies facilitent la dilution de la solution du sol et l'effet du ruissellement est capable d'éliminer les métaux lourds du site de la décharge. Le climat subhumide de Timizart et humide de Ain-El-Hammam (figure 17) contribue à l'accentuation de ces phénomènes.

L'existence des métaux lourds dans les strates ($S'0$ à Timizart) et ($S0$ à Ain-El-Hammam) est due aux apports naturels de leurs fonds géochimiques et à l'emplacement de celles-ci en contre-haut des deux décharges (figures 13 et 14), qui conduit à leur forte exposition aux retombées atmosphériques issues du brûlage des DSM à ciel ouvert et aux rejets des véhicules à moteur, circulant aux alentours de leurs sites. Brûler les DSM à ciel ouvert comporte des risques sur l'environnement et la santé publique par les retombées atmosphériques des substances toxiques qu'elles contiennent, même si cela permet la réduction de leur volume (Tchuikoua et Elong, 2014). La circulation routière laisse envisager une augmentation d'un grand nombre de substances polluantes pour l'air, leurs retombées atmosphériques contaminent l'ensemble de l'écosystème (Cahill et *al.*, 2016).

Les résultats rapportés par l'ACP (figure 29) nous ont permis aussi de confirmer les résultats des analyses physicochimiques du sol obtenus au laboratoire. L'examen du plan factoriel 1x2 explique 88 % d'inertie totale avec 63 % pour l'axe 1 et 24 % pour l'axe 2. L'axe F1 semble séparer les échantillons des sols analysés des deux décharges en deux groupes individualisés :

Groupe 1 : se localise dans la partie négative de l'axe 1 regroupant les sols des strates : (S0H, S0P, S0E, S0A) ; (S1H, S1A) et (S2H) de la décharge de Ain-El-Hammam avec les sols des strates : (S'0H, S'0P, S'0E, S'0A) ; (S'1H) et (S'2H) de la décharge de Timizart. Ces échantillons de sol présentent des corrélations positives avec les variables pH et calcaire total, car en majorité ce sont des sols situés en contre haut des deux décharges, soumis aux retombées atmosphériques avec les sols des premières strates constitutives de ces deux décharges qui affichent des valeurs relativement plus élevées en pH et en calcaire total et qui présentent des résultats physicochimiques proches, traduisant le début de la pollution dans les deux décharges de Timizart et de Ain-El-Hammam.

Groupe 2 : se positionne dans la partie positive de l'axe 1 renfermant les sols des strates : (S1P, S1E) ; (S2P, S2E, S2A) et (S3H, S3P, S3E, S3A) de la décharge de Ain-El-Hammam avec les sols des strates : (S'1P, S'1E, S'1A) ; (S'2P, S'2E, S'2A) et (S'3H, S'3P, S'3E, S'3A) de la décharge de Timizart. Ces derniers sont corrélés positivement avec les variables suivantes : conductivité électrique, matière organique et les six métaux lourds analysés (Cd, Pb, Ni, Zn, Cr, Cu) car ils constituent le « cœur » des deux décharges où la pollution est accentuée en conséquence ils sont riches en matières organiques originaires des ordures ménagères, la transformation et la décomposition de ces dernières enrichissent ces sols en éléments minéraux qui augmentent la conductivité électrique et ils sont pollués par l'ensemble des DSM notamment leur partie dangereuse qui fait augmenter la concentration des six métaux lourds analysés, pour lesquels nous avons trouvé des concentrations considérables proches des valeurs-limites, définies par la norme AFNOR U 44-041.

Les deux décharges se retrouvent dans la partie positive de l'axe 1 et leurs strates S0 et S'0 se trouvent dans sa partie négative. Ceci traduit que les déchets solides municipaux apportent les mêmes variations aux sols de Timizart et de Ain-El-Hammam car il s'agit globalement du même type de déchets ; l'intensité de ces variations est commandée par les quantités de déchets déversées et la durée de leur décomposition.

Nous pouvons donc conclure que ces résultats d'ACP ont permis de confirmer les observations faites sur le terrain et les résultats des analyses physicochimiques obtenus au laboratoire, à savoir l'existence d'un gradient de pollution des sols apportée par les ordures ménagères dans cet ordre de pollution (S'0 < S'1 < S'2 < S'3 à Timizart et S0 < S1 < S2 < S3 à Ain-El-Hammam) et l'influence des variations saisonnières sur l'apparition d'un gradient de

pollution par les métaux lourds : (Eté > Printemps> Automne >Hiver) (voir la discussion des résultats physicochimiques du sol) .

La Comparaison entre les teneurs moyennes annuelles et saisonnières du sol en métaux lourds des décharges de Timizart et de Ain-El-Hammam avec d'autres décharges mondiales mentionnée dans les tableaux (18 et 19), nous dévoile la conformité des résultats obtenus, indiquant le même constat : inférieur aux normes AFNOR NFU 44-041. Ceci est justifié par la nature non dangereuse des DSM et les faibles concentrations de métaux lourds qu'elles contiennent par rapport aux déchets industriels, ceci à titre d'exemple ; additionné à cela la déperdition de leurs accumulation dans le sol par les phénomènes de drainages et infiltration par les eaux de pluies vers les profondeurs. Le sol joue le rôle d'un filtre naturel qui garantit la qualité des eaux, la santé des végétaux, mais qui est aussi le lieu privilégié d'innombrables réactions biochimiques. Il agit parfois comme un transformateur, tant pour les substances naturelles que pour les substances anthropogènes (Koller, 2004).

Néanmoins ces résultats peuvent changer et atteindre le seuil de référence d'AFNOR NFU 44-041, avec l'amplification des déchets que recevront ces décharges dans les années à venir et qui est étroitement lié à l'accroissement démographique, au changement des modèles de consommation qui s'occidentalisent et au niveau socioéconomique de chaque pays.

5.3. Discussion des résultats des Analyses Microbiologiques du sol

D'après les résultats du tableau 26, nous avons isolé 12 Genres bactériens similaires aux deux stations d'études à savoir : *Micrococcus*, *Bacillus*, *Acinitobacter*, *Staphylococcus*, *Citrobacter*, *Proteus*, *Pseudomonas*, *Streptococcus*, *Clostridium*, *Klebsiella*, *Yersinia* et *Enterobacter* ; élucidé par l'uniformité de type de déchets déversés au sein des deux décharges (DSM) et la ressemblance entre les propriétés physicochimiques du sol des deux stations d'études à titre d'exemples : la texture des sols est argileuse à argilo-sableuse, un pH neutre, des sols peu calcaires et non salés et une pollution en métaux lourds analysés n'atteignent pas les seuils de pollution fixés par les normes AFNOR NFU 44-041.

A l'exception des *clostridiiums* et des *citrobacters*, tous les genres bactériens identifiés dans notre étude ont été signalés par (Obire et *al.*, 2002) dont la diversité était associée par ces auteurs à la biodégradation des DSM. Nous avons pris soin de rassembler l'ensemble des critères biochimiques analysés pour l'identification des différentes espèces du même genre isolées au sein des deux stations d'études.

Nous avons identifié 17 espèces différentes à Timizart et 16 espèces différentes à Ain-El Hammam avec 7 espèces communes aux deux stations d'études à savoir: (*Micrococcus varianus*, *Acinetobacter* sp. , *Streptococcus* sp. , *Clostridium perfringens* , *Klebsiella ozaena*, *Yersinia intermedia*, *Staphylococcus saprophyticus*) par conséquent : **10** espèces bactériennes sont spécifiques à Timizart (*Micrococcus roseus*, *Bacillus circulans*, *Staphylococcus aureus*, *Citrobacter diversus*, *Proteus vulgaris*, *Pseudomonas diminuta*, *Streptococcus cremoris*, *Clostridium septicum*, *Bacillus cereus*, *Enterobacter aerogenes*) et **9** espèces bactériennes sont spécifiques à Ain-El-Hammam (*Bacillus firmus*, *Bacillus subtilis*, *Enterobacter agglomerans*, *Proteus mirabilis*, *Citrobacter freundii*, *Clostridium butyricum*, *Staphylococcus epidermidis*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Clostridium paraperfringens*).

L'existence d'espèces spécifiques à chacune des deux stations d'études est due sans aucun doute à la différence entre leurs conditions climatiques: Ain-El-Hammam est caractérisée par un bioclimat humide à variante fraîche et Timizart est marquée par un bioclimat subhumide à variante tempérée (figure 17), donc Ain-El-Hammam présente des températures plus basses et des précipitations (humidité) plus élevées que Timizart. Les facteurs environnementaux, comme la température, l'humidité, le pH, et l'oxygène influencent et contrôlent la croissance bactérienne par conséquent chaque bactérie possède des valeurs optimales pour chaque facteur qui conditionne son existence et prolifération (El-Bestawy et al., 2013).

Nous avons relevé aussi une richesse bactérienne importante des strates constitutives du centre des deux décharges à savoir (S'1, S'2, S'3 à Timizart) et (S1, S2, S3 à Ain- El Hammam) par rapport aux strates soumises aux retombées atmosphériques (S'0 à Timizart) et (S0 à Ain-El-Hammam) ; ceci s'explique par la condensation des Déchets Solides Municipaux à leur niveau qui offrent des conditions favorables à la prolifération et la multiplication de la microflore bactérienne du sol.

l'analyse Factorielle des Correspondances (AFC) nous a révélé que Les 7 espèces communes aux deux stations d'études (*Acinetobacter* sp., *Clostridium perfringens*, *Streptococcus* sp., *Yersinia intermedia*, *Micrococcus varianus*, *Klebsiella ozaena* et *Staphylococcus saprophyticus*) se positionnent sur l'axe F1. Les autres espèces bactériennes identifiées au niveau des sols des deux stations d'études avec leurs saisons d'apparition semble réparties par les 2 axes (F1 X F2) en 4 groupes distincts :

Groupe 1 : se localise dans les parties : négative de l'axe 1 et positive de l'axe 2, réunissant ces espèces bactériennes : (*Bacillus circulans*, *Citrobacter diversus*, *Proteus vulgaris*, *Bacillus cereus*, *Streptococcus cremoris* et *Clostridium septicum*) identifiées à Timizart durant les saisons chaudes (Printemps et Été) ;

Groupe 2 : se place dans les deux parties positives des axes 1 et 2, renfermant ces espèces bactériennes : (*Micrococcus roseus*, *Enterobacter aerogenes*, *Staphylococcus aureus* et *Pseudomonas diminuta*) identifiées à Timizart durant les saisons humides (Hiver et Automne) ;

Groupe 3 : se situe dans les deux parties négatives des axes 1 et 2 rassemblant ces espèces bactériennes : (*Bacillus subtilis*, *Clostridium paraperfringens*, *Clostridium butyricum*, *Citrobacter freundii*, *Bacillus firmus* et *Proteus mirabilis*) identifiées à Ain-El-Hammam durant les saisons chaudes (Printemps et Été) ;

Groupe 4 : se repère dans les parties : positive de l'axe 1 et négative de l'axe 2 amassant ces espèces bactériennes : (*Staphylococcus epidermidis*, *Pseudomonas aeruginosa* et *Enterobacter agglomerans*) identifiées à Ain-El-Hammam durant les saisons humides : Hiver et Automne.

Les 4 groupes énumérés ci-dessus affichent une représentation graphique sur le plan factoriel (F1 X F2) bien synchronisée avec l'impact des variations saisonnières sur les populations bactériennes des sols des deux stations d'études. Nous constatons que : les groupes 1 et 3 qui représentent Timizart et Ain-El-Hammam pendant les saisons chaudes (Printemps et Été) affichent une richesse importante en espèces bactériennes en renfermant 12 espèces bactériennes différentes, avec les 4 espèces communes apparues sur l'axe F1 en même période, nous avons 16 espèces bactériennes différentes identifiées durant les saisons chaudes : Printemps et Été au sein des deux stations d'études.

Egalement nous avons observé que : les groupes 2 et 4 qui représentent Timizart et Ain-El-Hammam pendant les saisons humides : Hiver et Automne montrent une faible richesse en espèces bactériennes en réunissant uniquement 7 espèces différentes, avec les 3 espèces communes apparues sur l'axe F1 en même période, nous avons uniquement 10 espèces bactériennes différentes recensées durant les saisons humides : Hiver et Automne au sein des deux stations d'études.

Ces résultats de l'AFC confirment ceux du tableau 28 qui révèlent que les deux stations d'études présentent une richesse importante en espèces bactériennes durant les saisons chaudes : Printemps et Eté (16 espèces différentes) et un faible taux d'espèces bactériennes recensées durant les saisons humides : Hiver et Automne (10 espèces différentes)

Donc nous pourrions conclure que la répartition des espèces bactériennes identifiées au niveau de Timizart et Ain-El-Hammam en 4 groupes distincts, traduit l'impact des variations saisonnières sur l'apparition et/ou la disparition de certaines espèces bactériennes par rapport à d'autres espèces du même genre. Cela a été expliqué dans la discussion des résultats des tableaux de comparaison (29 et 30).

La comparaison saisonnière entre les souches bactériennes isolées au niveau des deux stations d'études rapportée par le tableau 28 nous dévoile que les espèces bactériennes communes aux deux stations d'études sont apparues différemment au cours des saisons (*Acinetobacter* sp. , *Clostridium perfringens*, *Streptococcus* sp. et *Yersinia intermedia* sont apparues uniquement pendant les saisons chaudes : Printemps et Eté ; *Micrococcus varianus*, *Klebsiella ozaena* et *Staphylococcus saprophyticus* sont apparues exclusivement durant les saisons humides Hiver et Automne).

L'apparition des autres espèces spécifiques à chacune des deux stations d'études au cours des saisons est décrite comme suit :

A Timizart : les espèces bactériennes spécifiques à cette station sont influencées par les variations saisonnières : les espèces suivantes : *Bacillus circulans*, *Citrobacter diversus*, *Proteus vulgaris*, *Bacillus cereus*, *Streptococcus cremoris* et *Clostridium septicum* sont rencontrées durant les saisons chaudes : Printemps et Eté ; les autres espèces restantes : *Micrococcus roseus*, *Enterobacter aerogenes*, *Staphylococcus aureus* et *Pseudomonas diminuta* se sont manifestées pendant les saisons humides : Hiver et Automne.

A Ain-El-Hammam : les espèces suivantes : *Bacillus subtilis*, *Clostridium paraperfringens*, *Clostridium butyricum*, *Citrobacter freundii*, *Bacillus firmus* et *Proteus mirabilis* sont apparues durant les saisons chaudes : Printemps et Eté et les espèces suivantes : *Staphylococcus epidermidis*, *Pseudomonas aeruginosa* et *Enterobacter agglomerans* sont retrouvées pendant les saisons humides : Hiver et Automne.

D'après ces résultats de comparaison saisonnière, nous constatons qu'il n'y avait pas de variations saisonnières dans les espèces bactériennes identifiées entre le Printemps et l'Été et entre Hiver et Automne ; ce constat est identique à l'étude de Deportes et *al.* (1998) qui portait sur la capacité de désinfection microbienne des DSM par le compostage.

Actuellement, les saisons ne sont plus prévisibles et leur rythme est dérégulé par le réchauffement climatique qui affecte notre planète (Guillaume, 2009). Les différents modèles prévoient une hausse probable des précipitations et des températures dans plusieurs régions du monde. L'évolution de ces deux paramètres témoigne des bouleversements climatiques subis ces dernières années par l'Afrique du Nord et le Grand Maghreb (Nouaceur et *al.*, 2013).

Par ailleurs, les résultats du tableau 28, nous révèlent que sur l'ensemble des 26 espèces bactériennes différentes identifiées au niveau des deux stations d'études, 16 espèces sont apparues exclusivement durant les saisons chaudes : Printemps et Été et 10 espèces sont retrouvées uniquement pendant les saisons humides : Hiver et Automne.

Par conséquent, les variations saisonnières ont montré que les saisons chaudes affichent un nombre élevé d'espèces bactériennes identifiées et les saisons humides présentent un nombre limité, cela signifie que les différentes saisons ont favorisé sélectivement l'existence et la prolifération de certaines espèces bactériennes par rapport aux autres.

La réponse de différents types microbiens aux changements saisonniers peut être due à leurs potentiels physiologiques et leurs besoins et exigences spécifiques qui pourraient être modifiés aux différentes saisons (Oshode et *al.*, 2008).

Obire et *al.* (2002) ont signalé que les variations des conditions climatiques telles que les saisons chaudes et humides favorisent sélectivement la croissance et la prolifération de différents types physiologiques de microorganismes du sol pollué par les DSM.

La diminution du nombre d'espèces bactériennes identifiées pendant les saisons humides par rapport aux saisons chaudes est interprétée par l'inhibition de l'activité microbienne du sol résultante de la baisse des températures et la réduction de son aération par saturation avec les eaux de pluies (Obire et Wemedo, 2002).

La comparaison entre les souches bactériennes isolées au niveau de Timizart et Ain-El-Hammam avec d'autres études similaires mentionnée dans les tableaux 29 et 30 nous signale que les genres bactériens: *Bacillus*, *Acinitobacter*, *Clostridium*, *Staphylococcus* et

Streptococcus, sont apparus dans toutes les stations comparées pendant les saisons chaudes (Printemps et Été) ; en revanche : *Micrococcus*, *Enterobacter*, *Staphylococcus*, *Klebsiella* et *Pseudomonas* sont rencontrés à leurs niveaux essentiellement durant les saisons humides (Hiver et Automne).

Seul le Nigeria qui est dépourvu des genres *Proteus* et *Yersinia* apparus au niveau de Timizart, Ain-El-Hammam et en France au Printemps et en Été ; seules nos deux stations d'études sont privées du genre *Escherichia* retrouvé en Hiver et Automne en France et au Nigeria.

Les genres bactériens : *Aerococcus*, *Alcaligenes* et *Serratia* sont recensés exclusivement au Nigeria durant l'Hiver et l'Automne.

Les résultats du tableau 30 nous dévoilent que l'espèce bactérienne *Clostridium perfringens* est identifiée exclusivement au niveau de toutes les stations comparées et qu'il existe des espèces spécifiques à chacune d'entre-elles :

- *Arthrobacter* sp. et *Serratia rubidaea* sont spécifiques au Nigeria ;
- *Olivibacter jilunii*, *Petrimonas mucosa*, *Lysobacter xinjiangensis*, *balneola* sp. et *Pusillimonas* sp. sont retrouvées exclusivement en Chine ;
- *Aeromonas caviae*, *Ochrobactrum intermedium*, *Stenotrophomonas acidaminiphila*, *Bacillus pumilus* et *Cetobacterium somerae* sont des espèces caractéristiques de la Malaisie ;
- *Campylobacter upsaliensis* et *Bacillus anthracis* en Pologne ; *Aeromonas* sp., *Listeria monocytogenes* et *Providencia* sp. caractérisent la France ;
- *Stenotrophomonas maltophilia* et *staphylococcus xylosus* sont signalées au Burkina Faso ;
- *Streptococcus faecalis*, *Salmonella enteritidis*, *Salmonella corvallis*, *Planococcus* sp. sont identifiées uniquement en Tunisie ;
- *Bacillus firmus*, *Citrobacter freundii*, *Staphylococcus epidermidis* et *Clostridium paraperfringens* sont signalées particulièrement à Ain-El-Hammam (Algérie) ;
- *Micrococcus roseus*, *Bacillus circulans*, *Citrobacter diversus*, *Pseudomonas diminuta* et *Clostridium septicum* sont déterminées seulement à Timizart (Algérie).

Cette diversité de la répartition saisonnière et globale des genres et espèces bactériennes au niveau des différentes stations citées dans les tableaux de comparaisons est justifiée par la divergence entre les caractéristiques environnementales, climatiques et édaphiques qui règnent à leurs niveaux. La prolifération bactérienne est fortement influencée par la nature physicochimique de l'environnement (Boruta et *al.*, 2016) et les différentes saisons favorisent la croissance et la multiplication de certains organismes microbiens par rapport aux autres (Obire et *al.*, 2002). Les exigences bactériennes comprennent les sources de nourriture, d'eau, d'aération (O₂), de température, d'humidité et du pH, etc., au-delà desquelles les cellules bactériennes sont détruites (Hatimi et Tahrouch, 2007).

L'uniformité de la répartition de *Clostridium perfringens* au sein de toutes les stations comparées est due à son caractère ubiquitaire (espèce ubiquiste) largement répandue dans tout l'environnement (sol, eau et air) qui se maintient dans plusieurs biotopes tout en occupant des niches écologiques variées, éventuellement avec une distribution géographique étendue (Sakurai et *al.*, 2004).

Conclusion générale

conclusion générale

Dans la présente recherche nous avons tenté d'évaluer l'effet des variations saisonnières sur l'impact des DSM sur certaines propriétés physico-chimiques et microbiologiques du sol, appartenant à deux décharges différentes par certains paramètres écologiques : altitude, pente, étage bioclimatique, etc., de deux communes Timizart et Ain-El-Hammam.

Les résultats de la caractérisation physique des DSM des deux stations d'études montrent que la partie putrescible (déchets organiques) est dominante à leur niveau durant les quatre saisons de l'année avec un maximum de 72,5 % à Timizart et 71,12 % à Ain-El-Hammam en hiver ; cela témoigne de la culture, traditions et habitudes alimentaires des populations algériennes basées sur la consommation élevée en fruits et légumes de saison durant toute l'année.

A l'exception de leur fraction déchets spéciaux qui affiche une stabilité annuelle avec les plus faibles pourcentages qui n'atteignent pas 1 % au sein des deux stations d'études, leur fraction recyclable : papiers et cartons, plastiques, verres, textiles et métaux, présente des fluctuations saisonnières suivant un gradient croissant : Hiver < Automne < Printemps < Eté. Ces résultats révèlent le manque de filières de traitement et de valorisation de ces déchets avec d'autres techniques telles que : le recyclage et l'incinération.

La comparaison des résultats de la caractérisation physique des DSM de Timizart et de Ain-El-Hammam avec des études similaires au niveau des cinq continents (Afrique, Asie, Europe, Amérique du Nord, Amérique du Sud et Australie) nous a conduit à conclure que l'Algérie avec la présente étude, se caractérise par une ressemblance dans le régime alimentaire avec les pays Africains qui affichent les pourcentages les plus élevés de déchets organiques dépassant les 60 % et une divergence nette avec le reste des continents comparés qui présentent les valeurs les plus basses de déchets organiques arrivant à 18,6 % en Illinois, aux USA.

A l'exception de la fraction déchets spéciaux qui présente les pourcentages les plus infimes pour l'ensemble des pays des cinq continents comparés, leurs déchets recyclables (papiers cartons, plastiques, verres, textiles et métaux) exposent des fluctuations entre eux, justifiées

par la différence dans leur mode de gestion et de traitement des DSM, encadré par la diversité de leurs caractéristiques socioéconomiques, démographiques et culturelles.

Les résultats des analyses physicochimiques des sols des deux stations d'études font apparaître que :

- 1.** Leur texture est passée d'une texture argileuse à une texture argilo-saleuse au niveau des strates les plus basses des deux décharges : S'3 à Timizart et S3 à Ain-El-Hammam caractérisées par la concentration la plus élevée en DSM, qui apportent des éléments grossiers (gravats, sables, graviers, etc.) provoquant ainsi une augmentation de leur fraction sableuse respectivement : (46,91 %) à Timizart et (52,39 %) à Ain-El-Hammam. Ces résultats corroborent ceux d'Anikwe *et al.* (2002) qui justifient le passage de la texture du sol de la décharge Abakaliki au Nigeria, d'argileuse à l'argilo-sableuse par les apports exogènes de sables ;
- 2.** Leur pH est neutre durant les quatre saisons de l'année ; ceci s'explique par leur nature argileuse (tous les échantillons analysés contiennent plus de 40 % d'argiles) ;
- 3.** leur conductivité électrique est inférieure à 4 mmhos/cm durant toutes les saisons, ce qui leur procure leur nature non salée. Cependant la décomposition de la plus grande quantité de la fraction organique des DSM localisée au niveau des strates les plus basses des deux décharges : S'3 à Timizart et S3 à Ain-El-Hammam, libère des sels minéraux qui la font légèrement augmenter ;
- 4.** Leur teneur moyenne en calcaire total sur les quatre saisons sont inférieures à 5 %, ce qui les caractérisent comme sols peu calcaires, justifié par leur texture argileuse et leur pH neutre ;
- 5.** Leur teneur moyenne en matière organique au niveau des strates : S'0(Timizart) et S0 (Ain-El Hammam) est faible durant les quatre saisons ; n'excédant pas les 2 % qui caractérisent les sols du nord Algérien ; mais elle est plus élevée au niveau des strates qui constituent le centre des deux décharges à savoir (S'1, S'2, S'3 à Timizart) et (S1, S2, S3 à Ain-El-Hammam) arrivant jusqu'à 4,58 % en S'3 à Timizart et à 4,90 % en S3 à Ain-El-Hammam durant la saison hivernale, justifié par l'apport exogène de la fraction organique par les DSM et le blocage de l'activité biologique (décomposition de la matière organique) durant cette saison ;

6. Leur teneur moyenne en éléments traces métalliques (Cd, Pb, Ni, Zn, Cr et Cu) révèlent les caractéristiques suivantes :

- Des quantités quantifiables et considérables mais n'atteignent pas les seuils de pollution fixés par les normes AFNOR NFU 44-041, prouvés par les faibles quantités des déchets spéciaux rejetés par les ménages de ces deux communes et leurs climats: (subhumide à Timizart et humide à Ain-El-Hammam) qui favorisent le drainage et le lessivage des métaux lourds par les eaux de pluie ;
- Une augmentation significative suivant un gradient croissant : ($S'0 < S'1 < S'2 < S'3$ à Timizart) et ($S0 < S1 < S2 < S3$ à Ain-El-Hammam) justifié par l'accumulation des déchets solides municipaux au niveau des strates les plus basses de nos décharges ;
- Des variations saisonnières suivant un gradient décroissant (Eté > Printemps > Automne > Hiver) interprété par leur perte ou élimination par les phénomènes d'infiltration, de drainage et de ruissèlement durant les saisons pluvieuses.

La Comparaison entre les valeurs moyennes annuelles et saisonnières des métaux lourds des sols des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam avec d'autres études similaires : Tunisie (Ayari et *al.*, 2010), Ghana (Agyarko et *al.*, 2010), Italie (Barbieri et *al.*, 2014), République tchèque (Adamcová et *al.*, 2016) , Pologne (Gworek et *al.*, 2016) , Espagne, (Hernández et *al.*, 2012) , Maroc (Nhari et *al.*, 2014) , Nigeria (Ogbonna et *al.*, 2009), Congo (Mavakala et *al.*, 2016) et Cameroun (Adjia1 et *al.*, 2008), fait ressortir le même constat : c'est-à-dire, des teneurs quantifiables et considérables mais inférieures aux normes AFNOR NFU 44-041.

Toujours est-il que, ces résultats peuvent changer à l'avenir et atteindre ou dépasser les normes AFNOR NFU 44-041 suite au vieillissement des décharges dans le temps, avec l'amplification des quantités de déchets qu'elles reçoivent et au changement du modèle de consommation qui a tendance à s'occidentaliser.

Les résultats des analyses bactériologiques des sols des deux stations d'études nous révèlent :

- Une richesse bactérienne importante des strates constitutives du centre des deux décharges à savoir ($S'1, S'2, S'3$ à Timizart) et ($S1, S2, S3$ à Ain-El-Hammam) par rapport aux strates soumises aux retombées atmosphériques ($S'0$ à Timizart) et ($S0$ à Ain-El-Hammam) ; cela s'explique par la condensation des DSM à leur niveau qui offrent des conditions favorables à leur prolifération ;

- L'identification d'espèces différentes dont 17 à Timizart et 16 à Ain-El-Hammam avec 7 espèces communes aux deux stations d'études à savoir : (*Micrococcus varianus*, *Acinetobacter* sp., *Streptococcus* sp., *Clostridium perfringens*, *Klebsiella ozaena*, *Yersinia intermedia*, *Staphylococcus saprophyticus*) par conséquent : 10 espèces bactériennes sont spécifiques à Timizart (*Micrococcus roseus*, *Bacillus circulans*, *Staphylococcus aureus*, *Citrobacter diversus*, *Proteus vulgaris*, *Pseudomonas diminuta*, *Streptococcus cremoris*, *Clostridium septicum*, *Bacillus cereus*, *Enterobacter aerogenes*) et 9 espèces bactériennes sont spécifiques à Ain-El-Hammam (*Bacillus firmus*, *Bacillus subtilis*, *Enterobacter agglomerans*, *Proteus mirabilis*, *Citrobacter freundii*, *Clostridium butyricum*, *Staphylococcus epidermidis*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Clostridium parapfringens*) ;
- Les variations saisonnières ont montré que la prolifération bactérienne est plus importante en saisons chaudes (Printemps et Été) par rapport aux saisons humides (Hiver et Automne).

La comparaison de nos résultats bactériologiques avec des travaux similaires : Tunisie, (Hassen et *al.*, 2002), Burkina Faso (Hien et *al.*, 2010), France, (Deportes et *al.*, 1998), Pologne, (Frączek et Ropek, 2011), Malaisie (Jayanthi et *al.*, 2016), Chine (Song et *al.*, 2016) et Nigeria (Obire et *al.*, 2002), a révélé l'existence de 9 genres bactériens communs (*Bacillus*, *Acinetobacter*, *Clostridium*, *Staphylococcus*, *Streptococcus*, *Micrococcus*, *Enterobacter*, *Klebsiella* et *Pseudomonas*) et 1 seule espèce bactérienne commune (*Clostridium perfringens*) et qu'il existe des genres et des espèces bactériennes spécifiques à chacune des stations comparées.

Au terme de ce travail, nous pouvons conclure que les variations saisonnières de l'effet des DSM sur le sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam semblent être similaires engendré par :

- La ressemblance entre la composition physique de leurs DSM à savoir la prédominance des matières organiques et les valeurs proches entre leur fraction recyclable (papiers et cartons, plastiques, verres, textiles et métaux) et leurs déchets spéciaux ;
- La similitude de la nature de leurs fonds géochimiques (marnes micacées à Timizart et schistes micacées à Ain-El-Hammam) dérivés principalement des roches

sédimentaires argileuses d'où la contenance de l'ensemble des échantillons des deux stations d'études un taux d'argiles très élevé dépassant les 40 % ;

- Le rapprochement géographique entre les deux stations d'études qui se trouvent dans la même région ou Wilaya (Tizi-Ouzou) malgré leur appartenance à deux étages bioclimatiques différents (Ain-El-Hammam est classée dans l'étage bioclimatique humide à variante fraîche et Timizart est répertoriée dans un étage bioclimatique subhumide à variante tempérée).

Dans notre recherche nous avons pris en considération l'impact des DSM sur le sol de deux stations d'études différentes par certains paramètres écologiques : altitude, pente, étage bioclimatique, etc. (Timizart et Ain-El-Hammam). De ce fait, nous avons réalisé 8 fois les analyses physicochimiques et bactériologiques du sol, à raison de 4 saisons pour chaque station afin de décrire et d'apprécier l'effet des variations saisonnières ; ensuite nous avons tenté d'élaborer une comparaison entre celles-ci.

Ultérieurement, il serait intéressant de remplacer l'effet des variations saisonnières par l'augmentation du nombre de stations d'études qui doivent être dispersées le long du territoire national (Nord, Sud, Est et Ouest) et de comparer l'impact des DSM sur le sol des stations d'études différentes surtout par les caractéristiques climatiques (climats : humide, aride et saharien ou désertique).

BIBLIOGRAPHIE

Bibliographie

1. **Adam S., Edoth P., Totin H., Koumolou L., Amoussou E., Akikokou K., Boko M., 2010.** Pesticides et métaux lourds dans l'eau de boisson, les sols et les sédiments de la ceinture cotonnière de Gogounou, Kandi et Banikoara (Bénin). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 4, (4), 1170-1179.
2. **Adamcová D., Vaverková MD., Barto S., Havlíček Z., Broušková E., 2016.** Soil contamination in landfills: a case study of a landfill in Czech Republic. *Solid Earth*, 7, 239-247.
3. **A.D.E.M.E : Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, France., 1993.** Méthode de caractérisation des ordures ménagères, MODECOM. Manuel de base. Ed. ADEME Centre d'Angers, 64p.
4. **Adjia1 R., Fezeu W. M. L., Tchatchueng J. B., Sorho S., Echevarria G., Ngassoum M., 2008.** Long term effect of municipal solid waste amendment on soil heavy metal content of sites used for periurban agriculture in Ngaoundere, Cameroon. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 2, (12), 412-421.
5. **AFNOR : Association Française de Normalisation., 1996.** Déchets : Caractérisation d'un échantillon de déchets ménagers et assimilés. Ed. AFNOR, 24 pages.
6. **Agyarko K., Darteh E., Berlinger B., 2010.** Metal levels in some refuse dump soils and plants in Ghana. *Plant, Soil and Environment*. 56, (5), 244-251.
7. **Akbar S. et Sultan S., 2016.** Soil bacteria showing a potential of chlorpyrifos degradation and plant growth enhancement Shamsa. *Brazilian Journal of Microbiology*, 47, 563-570.
8. **Aljaradin M. et Persson KM., 2012.** Environmental Impact of Municipal Solid Waste Landfills in Semi-Arid Climates - Case Study – Jordan. *The Open Waste Management Journal*, 5, 28-39.
9. **Al-Jarallah R. et Aleisa E., 2014.** A baseline study characterizing the municipal solid waste in the State of Kuwait. *Waste Management*, 34, 952-960.
10. **Alidoust P., Keramati M., Shariatmadari N., 2018.** Laboratory studies on effect of fiber content on dynamic characteristics of municipal solid waste. *Waste Management*, 76, 126-137.
11. **Alobaid F., Abed Kattea Al-Maliki W., Lanz T., Haaf M., Brachthausen A., Epple B., Zorbach I., 2018.** Dynamic simulation of a municipal solid waste incinerator. *Energy*, 149, 230-249.

- 12. Alvarez JE., García PR., Fausto-Castro L., Estrada-Baltazar A., Gomez-Gonzalez R., 2018.** Informal collection, recycling and export of valuable waste as transcendent factor in the municipal solid waste management: A Latin-American reality. *Journal of Cleaner Production*, 182, 485-495.
- 13. Anikwe MAN. Nwobodo KCA., 2002.** Long term effect of municipal waste disposal on soil properties and productivity of sites used for urban agriculture in Abakaliki, Nigeria. *Bioresource Technology*, 83,241-250.
- 14. Anyaokua C. et Baroutianb S., 2018.** Decentralized anaerobic digestion systems for increased utilization of biogas from municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 90, 982-991.
- 15. Asase M., Yanful EK., Mensah M., Stanford J., Amponsah S., 2009.** Comparison of municipal solid waste management systems in Canada and Ghana: A case study of the cities of London, Ontario, and Kumasi, Ghana. *Waste Management*, 29, 2779-2786.
- 16. Ayari F., Hamdi H., Jedidi N., Gharbi N., Kossai R., 2010.** Heavy metal distribution in soil and plant in municipal solid waste compost amended plots. *International Journal of Environmental Science and Technology*.7, (3), 465-472.
- 17. Ayodele TR., Alao MA., Ogunjuyigbe ASO., 2018.** Recyclable resources from municipal solid waste: Assessment of its energy, economic and environmental benefits in Nigeria. *Resources, Conservation & Recycling*, 134, 165-173.
- 18. Baawain M., Al-Mamun A., Omidvarborna H., Al-Amri W., 2017.** Ultimate composition analysis of municipal solid waste in Muscat. *Journal of Cleaner Production*, 148, 355-362.
- 19. Bagnouls F. et Gausse H., 1953.** Saison sèche et indice xérothermique. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse*, 88, 193-239.
- 20. Bahaeldin EA., Yusoff S., Abdul Rahim WY ., Zuhairi W., Abdul Ghani MR., 2011.** Tracing subsurface migration of contaminants from an abandoned municipal landfill. *Environ Earth Sciences*, DOI 10.1007/s12665-010-0780-3.
- 21. Baize D., 2000.** Guide des analyses courantes en pédologie. Ed. INRA, Paris, 172 p.
- 22. Baize D., 2010.** Teneurs totales en plomb en fonction de la profondeur dans les sols « naturels » Le point de vue d'un pédologue. *Archeo Sciences, revue d'archéométrie*, 34, 127-135.

- 23. Ballabio C., Panagos P., Lugato E., Huang J., Orgiazzi A., Jones A., Fernández-Ugalde O., Borrelli P., Montanarella L., 2018.** Copper distribution in European topsoils: An assessment based on LUCAS soil survey. *Science of the Total Environment*, 636, 282-298.
- 24. Barbieri M., Sappa G., Vitale S., Parisse B., Battistel M., 2014.** Soil control of tracemetals concentrations in landfills: A case study of the largest landfill in Europe, Malagrotta, Rome . *Journal of Geochemical Exploration*, 143, 146-154.
- 25. Bayard R., Benbelkacem H., Gourdon R., Buffiere P., 2018.** Characterization of selected municipal solid waste components to estimate their biodegradability. *Journal of Environmental Management*, 216, 4-12.
- 26. Belle E., Genevois V., Mudry J., Aleya L., 2008.** Annual Distribution of Bacterial Indicators Generated by the Domestic Wastes from the Landfill of Etueffont (France). *Environmental Technology*, 29, 207-216.
- 27. Benabadji N. et Bouazza M., 2000.** Contribution à une étude bioclimatique de la steppe à Artemisia herba-alba Asso dans l'Oranie (Algérie occidentale). *Science et changements planétaires / Sécheresse*, 11, (2), 117-123.
- 28. Ben Salema Z., Capellia N., Laffraya X., Elisea G., Ayadib H., Aleyaa L., 2014.** Seasonal variation of heavy metals in water, sediment and roachtissues in a landfill draining system pond (Etueffont, France). *Ecological Engineering*, 69, 25-37.
- 29. Bergey., 1974.** Manual of déterminative bactériology, Williams and WILKINS, 8^{ème} éd. Baltimore, Londres, 574 p.
- 30. Bliefert C. et Peraud R., 2004.** Chimie de l'environnement : air, eau, sol et déchets. Ed. Boeck, 477 p.
- 31. Boruta B., Lemanowicz J., Bartkowiak A., 2016.** Variation in biological and physicochemical parameters of the soil affected by uncontrolled landfill sites. *Environmental Earth Sciences*, DOI 10.1007/s12665-015-4955-9.
- 32. Bovea MD., Ibáñez-Forés V., Gallardo A., Colomer-Mendoza FJ., 2010.** Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study. *Waste Management*, 30, 2383-2395.

- 33. Cahill TA., Barnes DE., Lawton JA., Miller R., Spada N., Willis RD., Kimbrough S., 2016.** Transition metals in coarse, fine, very fine and ultra-fine particles from an interstate highway transect near Detroit. *Atmospheric Environment*, 145, 158-175.
- 34. Calvet R., 2003.** Le sol. Tom1 : propriétés et fonctions ; construction et structure, phénomène aux interfaces. Ed. France agricole, 365p.
- 35. Carré MN. et Negrão MP., 2015.** Les déchets et l'aménagement des territoires de Buenos Aires et Rio de Janeiro. *Espaces et sociétés*, DOI 10.3917/esp.160.0017.
- 36. Chaer I., El Cadi A., Lanjri Fakih A., Khaddor M., Briguil J., 2016.** Determination of the contamination degree of landfill uncontrolled from Tangier by some heavy metals. *Journal of Materials and Environmental Science*, 7, (2), 541-546.
- 37. Chaurand J. et Cheriguen F., 1993.** Toponymie algérienne des lieux habités (les noms composés). *Nouvelle revue d'onomastique*, 23, 259-260.
- 38. Cherif H., Ayari F., Ouzaria H., Marzoratib M., Brusettib L., Jedidia N., Hassena A., Daffonchiob D., 2009.** Effects of municipal solid waste compost, farmyard manure and chemical fertilizers on wheat growth, soil composition and soil bacterial characteristics under Tunisian arid climate. *European journal of soil biology*, 45, 138 -145.
- 39. Cheriguen F., 1993.** Toponymie algérienne des lieux habités. *Epigraphe/Dar El Ijtihad*, 187p.
- 40. Chesnokova MG., Shalaj ., Kraus YA., Cherkashina NV., Mironov A., 2016.** Analysis of corrosion defects on oil pipeline surface using scanning electron microscopy and soil thionic and sulfate-reducing bacteria quantification. *Procedia Engineering*, 152, 247 -250.
- 41. Choe SY., Kim SJ., Kim HG., Lee JH., Choi Y., Lee H., Kim YN., 2003.** Evaluation of estrogenicity of major heavy metals. *Science of the Total Environment*, 3, 15-21.
- 42. Couto N., Silva V., Eliseu M., Teixeira S., Chacartegui R., Bouziane K., Brito RSD., Rouboa A., 2015.** Numerical and experimental analysis of municipal solid wastes gasification process. *Applied Thermal Engineering*, 78, 185-195.
- 43. Dangi MB., Michael A., Urynowicz B., Belbaseb S., 2013.** Characterization, generation, and management of household solid waste in Tulsipur, Nepal. *Habitat international*, 40, 65-72
- 44. Dehghanifarda E. et Dehghanic MH., 2018.** Evaluation and analysis of municipal solid wastes in Tehran, Iran . *Methods X*, 5, 312-321.

- 45. Delaune M., Reiffsteck M., Feller C., 1991.** L'analyse granulométrique de sols et sédiments à l'aide du microgranulomètre « Sedigraph 5000 ET » Comparaison avec la méthode pipette Robinson. Cahiers ORSTOM, Série Pédologie, 26, (2), 183-189.
- 46. De Montgolfier J., 1985.** Les forêts méditerranéennes et leur aménagement. Forêt méditerranéenne, 2, 161-168.
- 47. Denafasa G., Ruzgas T., Martuzevičiūsa D., Shmarinc S., Hoffmann M., Mykhaylenko V., Ogorodnik S., Romanov M., Neguliaev E., Chusov A., Turkadze T., Bochoidze I., Ludwig C., 2014.** Seasonal variation of municipal solid waste generation and composition in four East European cities. Resources, Conservation and Recycling, 89, 22-30.
- 48. Denga L., Liua Y., Zhenga D., Wanga L., Pua X., Songa L., Wanga Z., Leia Y., Chena Z., Longa Y., 2017.** Application and development of biogas technology for the treatment of waste in China. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 70, 845-851.
- 49. Deportes I., Benoit-Guyod J.L., Zmirou D., Bouvier M.C., 1998.** Microbial disinfection capacity of municipal solid waste (MSW) composting. Journal of Applied Microbiology, 85, 238-246.
- 50. Desachy C., 2001.** Les déchets solides sensibilisation à une gestion écologique. Ed. Tec et Doc, Paris, 96 p.
- 51. Díaza F.J., Grattan S.R., Reyes B., De la Roza-Delgado S.E., Benese C., Jiménez M., Dorta M., Tejedor M., 2018.** Using saline soil and marginal quality water to produce alfalfa in arid climates. Agricultural Water Management, 199, 11-21.
- 52. Djili K., Daoud Y., Ayache N., 1999.** Analyse de la distribution verticale et spatiale du calcaire dans les sols de l'Algérie septentrionale. Etude et gestion des sols, 6, 3, 201-213.
- 53. Dumoulin D., Billona G., Proix N., Frérot H., Pauwels M., Saumitou-Laprade P., 2017.** Impact of a zinc processing factory on surrounding surficial soil contamination. Journal of Geochemical Exploration, 172, 142-150.
- 54. El-Bestawy E., Sabir J., Mansy A.H., Zabermawi N., 2013.** Isolation, identification and acclimatization of Atrazine-resistant soil bacteria. Annals of Agricultural Science, 58, (2), 119-130.
- 55. El Hachimi M.L., Fekhaoui M., Abidi A.E., Rhoujatti A., 2014.** Contamination des sols par les métaux lourds à partir de mines abandonnées : le cas des mines Aouli-Mibladen-Zeïda au Maroc. Cahiers Agricultures, DOI : 10.1684/agr.2014.0702.

- 56. Ernest A., Nagnin S., Amani Michel K., Gbombélé S., Yao Blaise K., Sompohi P., 2010.** Application des méthodes d'analyses statistiques multivariées à l'étude de l'origine des métaux lourds (Cu²⁺, Mn²⁺, Zn²⁺ et Pb²⁺) dans les eaux des nappes phréatiques de la ville d'Abidjan. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 4, (5), 1753-1765.
- 57. Fazli Abdul Samad NA., Ashikin Jamin N., Saleh S., 2017.** Torrefaction of Municipal Solid Waste in Malaysia. *Energy Procedia*, 138, 313-318.
- 58. Feller C., 1995.** La matière organique du sol : un indicateur de la fertilité. Application aux zones sahélienne et soudanienne. *Agriculture et développement*, 8, 35-41.
- 59. Fernández S., Cotos-Yáñez T., Roca-Pardiñas J., Ordóñez C., 2018.** Geographically Weighted Principal Components Analysis to assess diffuse pollution sources of soil heavy metal: Application to roughmountain areas in Northwest Spain. *Geoderma* , 31, 120-129.
- 60. Florin B., 2016.** De l'indignité à l'indignation : petites luttes, résistances quotidiennes et tentatives de mobilisation des récupérateurs de déchets à Istanbul. *Cultures et Conflits*, 101, 99-119.
- 61. Font A., Hoogh K., Leal-Sanchez M., Ashworth D., Brown R., Hansell A., Fuller G., 2015.** Using metal ratios to detect emissions from municipal waste incinerators in ambient air pollution data. *Atmospheric Environment*, 113, 177-186.
- 62. Frączek K. et Ropek D., 2011.** Municipal waste dumps as the microbiological threat to the natural environment. *Ecological Chemistry and Engineering*, 18, 93-110.
- 63. Galzy P. et GUIRAUD JP., 1980.** L'analyse microbiologique dans les industries alimentaires. Ed. L'usine nouvelle, Paris, 280 p.
- 64. Ghorbel-Abid I. et Trabelsi-Ayadi M., 2015.** Competitive adsorption of heavy metals on local landfill clay. *Arabian Journal of Chemistry*, 8, 25-31.
- 65. Ghoreishi G., Alemzadeh A., Mojarrad M., Djavaheri M., 2017.** Bioremediation capability and characterization of bacteria isolated from petroleum contaminated soils in Iran. *Sustainable Environment Research*, 27, 195-202.
- 66. Gidarakos E., Havas G., Ntzamilis P., 2006.** Municipal solid waste composition determination supporting the integrated solid waste management system in the island of Crete. *Waste Management*, 26, 668-679.
- 67. Golam K., Md Maruf H., Debbrota M., Rudolf W., 2016.** Monitoring of metal pollution in waterways across Bangladesh and ecological and public health implications of pollution. *Chemosphere*, 165, 1-9.

- 68. Gong X., Li S., Sun X., Wang L., Cai L., Zhang J., Wei L., 2018.** Green waste compost and vermicompost as peat substitutes in growing media for geranium (*Pelargonium zonale* L.) and calendula (*Calendula officinalis* L.). *Scientia Horticulturae*, 236, 186-191.
- 69. Gottesfelda P., Hussein Wereb F., Adogamec L., Gharbid S., Sane D., Notaf M., Kuepouog G., 2018.** Soil contamination from lead battery manufacturing and recycling in seven African countries. *Environmental Research*, 161, 609-614.
- 70. Guillaume S., 2009.** Le concept d'adaptation : polysémie interdisciplinaire et implication pour les changements climatiques. *Natures Sciences Sociétés*, 17, 392- 401.
- 71. Guozhen Xu., Deconinck JF., Feng, Q., Baudin F., Pellenard P., Shen J., Bruneau L ., 2017.** Clay mineralogical characteristics at the Permian–Triassic Shangsi section and their paleoenvironmental and/or paleoclimatic significance. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 474, 152-163.
- 72. Gupta N., Kumar YK., Kumar V., 2015.** A review on current status of municipal solid waste management in India. *Journal of environmental sciences*, 37, 206-217.
- 73. Gworek B., Dmuchowski W., Koda E., Marecka M., Baczewska AH., Bragoszewska P., Siczka A., Osinski P., 2016.** Impact of the Municipal Solid Waste Łubna Landfill on Environmental Pollution by Heavy Metals. *Water*, doi: 10.3390/w8100470.
- 74. Hakko R., Wahbi M., Pineau JL., 2000.** Analyse de la Décharge de Déchets Urbains de Marrakec ; relativement l'évolution de la réglementation Marocaine en matière d'environnement. *Déchets-Sciences et Techniques*, 20, 12-18.
- 75. Hallaire V., Lamandé M., Heddadj D., 2004.** Effet de l'activité biologique sur la structure de sols soumis à différentes pratiques culturales, impact sur leurs propriétés de transfert. *Étude et Gestion des Sols*, 11, (1), 47 -58.
- 76. Hanc A., Szakova J., Ocheцова P., 2014.** Differences in the mobility of Cd, Cu, Pb and Zn during composting of two types of household bio-waste collected in four seasons. *Bioresource Technology*, 168, 204-213.
- 77. Hassen A., Belguith K., Jedidi N., Cherif M., Boudabous A., 2002.** Microbial characterization during composting of municipal solid waste. *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management, Tunis, EPCOWM*, 357-368.

- 78. Hatimi A. et Tahrouch S., 2007.** Caractérisations chimique, botanique et microbiologique du sol des dunes littorales du Souss- Massa. *Biomatec Echo*, 2, (5), 85-97.
- 79. Hernández AJ., Bartolomé C., Pérez-Leblic ML., Rodríguez J., Álvarez J., Pastor J., 2012.** Ecotoxicological diagnosis of a sealed municipal landfill. *Journal of Environmental Management*, 95, 50-54.
- 80. Hien E., Favre-Bonte S., Masse D., Nazaret S., 2010.** Impact de l'épandage de déchets urbains sur les communautés bactériennes de sols agricoles dans la périphérie de Ouagadougou, Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 4, (5), 1721-1729.
- 81. Huamain C., Chunrong Z., Cong and T., Yongguan Z., 1999.** Heavy Metal Pollution in Soils in China: Status and Countermeasures. *Ambio*, 28, 130-134.
- 82. Hyland J. et Donnelly P., 2015.** Air pollution and health – The views of policy makers, planners, public and private sector on barriers and incentives for change. *Journal of Transport & Health*, 2, 120-126.
- 83. Igbinomwanhia I. Obanor- Olisa YP., 2014.** Characterization of Domestic Solid Waste for the Determination of Waste Management Option in Amassoma, Bayelsa State, Nigeria. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 18, (2), 2011-2015.
- 84. Imtiaz MR., Mujawara LH., Shahzade T., Almeelbia T., Ismaila I, Oves M., 2016.** Bacteria and fungi can contribute to nutrients bioavailability and aggregate formation in degraded soils. *Microbiological Research*, 183, 26-41.
- 85. Jayalath N., Mosley L., Fitzpatrick RW., Marschner P., 2016.** Addition of clayey soils with high net negative acidity to sulfuric sandy soil can minimise pH changes during wet and dry periods. *Geoderma*, 269, 153-159.
- 86. Jayanthi B., Emenike C.U., Agamuthu P., Khanom S., Sharifah M., Fauziah S.H., 2016.** Selected microbial diversity of contaminated landfill soil of Peninsular Malaysia and the behavior towards heavy metal exposure. *Catena*, 147, 25-31.
- 87. Jenkins D. et Russell L., 1994.** Heavy Metals Contribution of Household Washing Products to Municipal Wastewater. *Water Environment Research*, 66, 805-81.
- 88. Jinghong ., Sari K., Sotiris ., Wilkinson P., Woodward A., Jing L., Shaohua G., Xiaobo L., Haixia W., JunW., Xiaoqin S.,c, Yunkai Z., Jie Z., Qiyong L., 2018.** Public health co-benefits of greenhouse gas emissions reduction: A systematic review. *Science of the Total Environment*, 627, 388-402.

- 89. Jun W., Jian L., Leiming L., Xiuyun M., Yongming L., 2018.** Pollution, ecological-health risks, and sources of heavy metals in soil of the northeastern Qinghai-Tibet Plateau. *Chemosphere*, 201, 234-242.
- 90. Kaartinen T., Sormunen K., Rintala J., 2013.** Case study on sampling, processing and characterization of landfilled municipal solid waste in the view of landfill mining. *Journal of Cleaner Production*, 55, 56-66.
- 91. Kanmani S. et Gandhimathi R., 2013.** Assessment of heavy metal contamination in soil due to leachate migration from an open dumping site. *Applied water science journal*, DOI 10.1007/s13201-012-0072-z.
- 92. Kansal A., 2002.** Solid waste management strategies for India. *Indian Journal of Environmental Protection*, 22, (4), 444-448.
- 93. Karak T., Bhagat R.M., Bhattacharyya P., 2012.** Municipal solid waste generation, composition and management: The world scenario. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42, (15), 1509-1630.
- 94. Khalil C., Al Hageh C., Korfali S., Khnayzer R., 2018.** Municipal leachates health risks: Chemical and cytotoxicity assessment from regulated and unregulated municipal dumpsites in Lebanon. *Chemosphere*, 208, 1-13.
- 95. Khan MA., Khan S., Khana A., Alam M., 2017.** Soil contamination with cadmium, consequences and remediation using organic amendments. *Science of the Total Environment*, 601, 1591-1605.
- 96. Koledzi K. Edem B., Agbebavi J., Koffi D., Matejka G., 2014.** Gestion des déchets dans les villes en développement : transfert, adaptation de schéma et sources de financement. *Déchets Sciences et Techniques*, 68, 31-39.
- 97. Koller E., 2004.** Traitement des pollutions industrielles. Eau, air, déchets, sol, boues. Ed. Dunod, 345p.
- 98. Kouamel IK., Gone DL., Savane I., Kouassi EA., Koffi K., Goula BTA., Diallo M., 2006.** Mobilité relative des métaux lourds issus de la décharge d'Akouèdo et risque de contamination de la nappe du Continental Terminal (Abidjan .Cote d'Ivoire). *Afrique Science*, 2, (1), 39-56.

- 99. Kouassi Ahoussi E., SORO N., Kouassi AM., Soro G., Koffi Y., Pacôme Zade S., 2010.** Application des méthodes d'analyses statistiques multivariées à l'étude de l'origine des métaux lourds (Cu²⁺, Mn²⁺, Zn²⁺ et Pb²⁺) dans les eaux des nappes phréatiques de la ville d'Abidjan. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 4, (5), 1753-1765.
- 100. Koull N. et Halilat MT., 2016.** Effets de la matière organique sur les propriétés physiques et chimiques des sols sableux de la région d'Ouargla (Algérie). *Etude et Gestion des Sols*, 23, 9-19.
- 101. Kučerika J., Tokarskib D., Demyand MS., Merbache I., Siewertf C., 2018.** Linking soil organic matter thermal stability with contents of clay, bound water, organic carbon and nitrogen. *Geoderma*, 316, 38-46.
- 102. Kweon G., Lund E., Maxton C., 2013.** Soil organic matter and cation-exchange capacity sensing with on-the-go electrical conductivity and optical sensors. *Geoderma*, 199, 80-89.
- 103. Laidlaw M., Filippelli G., Brown S., Paz-Ferreiro J., Reichman S., Netherway P., Truskewycz A., Ball A., Mielke H., 2017.** Case studies and evidence-based approaches to addressing urban soil lead contamination. *Applied Geochemistry*, 83, 14-30.
- 104. Lee JY., Cheon JY ., Kwon HP., Yoon HS., Lee SS ., Ku Park JHK., Kim CG., 2006.** Attenuation of landfill leachate at two uncontrolled landfills. *Environmental Geology*, DOI 10.1007/s00254-006-0353-7.
- 105. Lei C., Guobo W., Yucen Z., Zhenyao S., 2016.** Evaluating the impacts of soil data on hydrological and nonpoint source pollution prediction. *Science of the Total Environment*, 564, 19-28.
- 106. Li HY., Marchant BP., Webster R., 2016.** Modelling the electrical conductivity of soil in the Yangtze delta in three dimensions. *Geoderma*, 269, 119-125.
- 107. Lianghu S., Sheng H., Dongjie N., Xiaoli C., Yongfeng N., Youcai Z., 2014.** Municipal Solid Waste Management in China. *Municipal Solid Waste Management in Asia and the Pacific Islands. Environmental Science and Engineering*, DOI: 10.1007/978-981-4451-73-4.
- 108. Lienemann CP., 2005.** Analyse de métaux traces dans les produits pétroliers, état de l'art (Oil & Gas). *Science and Technology*, 60, 951-965.
- 109. Lin C., Ronghua M., Xiong J., 2018.** Can the watershed non-point phosphorus pollution be interpreted by critical soil properties? A new insight of different soil P states. *Science of the Total Environment*, 628, 870-881.
- 110. Liu H., Yanga H., Yi b F., 2016.** Experimental study of the complex resistivity and dielectric constant of chrome-contaminated soil. *Journal of Applied Geophysics*, 131, 109-116.

- 111. Lombardi L., Carnevale AE., Corti A., 2015.** Comparison of different biological treatment scenarios for the organic fraction of municipal solid waste. *International Journal of Environmental Science and Technology*, DOI 10.1007/s13762-013-0421-y.
- 112. Lopes EJ., Queiroz N., Yamamoto CI., Costa Neto PR., 2018.** Evaluating the emissions from the gasification processing of municipal solid waste followed by combustion. *Waste Management*, 73, 504-510.
- 113. Magnoudéwa B., Bodjon A., Koffi A., KILI L., TCHEGUENI S., Kennou B., Tchangbedji G., El Meray M., 2012.** Evaluation de la quantité des métaux lourds dans la décharge d'Agòè (Lomé-Togo) : cas du plomb, cadmium, cuivre, nickel et zinc. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6, (3), 1368-1380.
- 114. Makarenko N. et Budak O., 2017.** Waste management in Ukraine: Municipal solid waste landfills and their impact on rural areas. *Annals of Agrarian Science*, 15, 80-87.
- 115. Marchal N. et Bourdon M., 1982.** Les milieux de cultures pour l'isolement et l'identification biochimique des bactéries. Ed. Dion, Paris, 482 p.
- 116. Marco C., Massimiliano L., Gengyuan L., Sergio U., Theodore AE., 2018.** Aerosol pollution, including eroded soils, intensifies cloud growth, precipitation, and soil erosion: A review. *Journal of Cleaner Production*, 189, 135-144.
- 117. M.A.T.E., 2009.** Guide des techniciens communaux pour la gestion des déchets ménagers et assimilés. Ed. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 51 p.
- 118. Mathieu C. et Pieltain F., 1998.** Analyse physique des sols méthodes choisies. Ed. Tec & Doc, 275p.
- 119. Mavakala BK., Le Faucheur S., Mulaji CK., Laffite A., Laffite N., Biey EM., Giuliani G, Otamonga GP., Kabatusuila P., Mpiana PT., Poté J., 2016.** Leachates draining from controlled municipal solid waste landfill: Detailed geochemical characterization and toxicity tests. *Waste Management*, 55, 238-248.
- 120. Montagnana M., Lemea V., Rochaa MH., Silva Lora EE., Venturinia OJ., Lopes BM., Ferreira CH., 2014.** Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil. *Resources, Conservation and Recycling*, 87, 8-20.
- 121. Montoroi JP., 1997.** Conductivité électrique de la solution du sol et l'extrait aqueux de sol. *Etude et gestion des sols*, 4, 279-289.

- 122. Mouhoun S., 2008.** Etude comparative d'impact des déchets ménagers sur certaines propriétés physicochimiques et microbiologiques du sol de deux décharges : Boukhalfa et Ain-El-Hammam (wilaya de Tizi-Ouzou, Algérie).Thèse de Magister en biologie, UMMTO, 155p.
- 123. Moyaa D., Aldásb C., Lópeza G., Kaparajuc P., 2017.** Municipal solid waste as a valuable renewable energy resource: a worldwide opportunity of energy recovery by using Waste-To- Energy Technologies. *Energy Procedia*, 134, 286-295.
- 124. Muhammad U., Hamidi A., Mohd SY., 2010.** Variability of parameters involved inleachate pollution index and determination of LPI from four Landfills in Malaysia. *International Journal of Chemical Engineering*. DOI.1155/2010/747953.
- 125. Muthukamalam S., Sivagangavathi S., Dhrishya D., Rani S ., 2017.** Microbiology Characterization of dioxygenases and biosurfactants produced by crude oil degrading soil bacteria. *Brazilian Journal of Microbiology*, 28, 244-255.
- 126. Ngwabie NM., Yvette L., Wirlen B., Godwin S., Yinda C., Andrew C., 2018.** Quantifying greenhouse gas emissions from municipal solid waste dumpsites in Cameroon. *Waste Management*, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.048>
- 127. Nhari F., Sbaa M., Vasel JL., Fekhaoui M., El Morhit M., 2014.** Soil contamination of the landfill uncontrolled by heavy metals: case of the landfill of Ahfir-Saidia (Eastern Morocco). *Journal of Materials and Environmental Science*, (5), 1477-1484.
- 128. Norbaizura MR. et Fujiwarat., 2013.** Characterization of Household Solid Waste in Iskandar Malaysia and its Suttability for Alternative Waste Handling Methods. *Journal of Japan Society of Civil Engineers, Ser. G (Environmental Research)*, 69, (5), 209-216.
- 129. Norouzi S. et Khademi H., 2010.** Ability of alfalfa (*Medicago sativa* L.) to take up potassiumfrom different micaceous minerals and consequent vermiculitization. *Plant Soil*, DOI 10.1007/s11104-009-0084-0.
- 130. Nouaceur N., Laignel B. et Turki I., 2013.** Changements climatiques au Maghreb : vers des conditions plus humides et plus chaudes sur le littoral algérien. *Géographie Physique et Environnement*, 7, 307-323.
- 131. Noulas C., Tziouvalekas M., Karyotis T., 2018.** Zinc in soils, water and food crops. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 49, 252-260.
- 132. Oberlin A., 2013.** Resource recovery potential: A case study of household waste in Kinondoni municipality, Dar esSalaam,Tanzania. *Journal of natural & applied sciences*, 4, (1), 563-574.

- 133. Obire O., Nwaubeta O., Adué SB., 2002.** Microbial Community of a Waste- Dump Site. Journal of Applied Sciences & Environmental Management, 6, 78-83.
- 134. Obire O. et Wemedo S., 2002.** Seasonal Effect on the Bacterial and Fungal Population of an Oilfield Wastewater-Polluted Soil in Nigeria. Journal of Applied Sciences & Environmental Management, 6, 17-21.
- 135. Ogbonna D., Kii B., Youdewei P., 2009.** Some physicochemical and Heavy metal levels in soils of waste dumpsites in Port Harcourt Municipality and Environs. Journal of Applied Sciences and Environmental Management, 13, (4), 65-70
- 136. Oliveiraa DP., Sartorb LR., Souza Júniorc VS., Corrêac MM., Romeroa RE., Andradee GRP., Ferreirab TO., 2018.** Weathering and clay formation in semi-arid calcareous soils from Northeastern Brazil. Catena, 162, 325-332.
- 137. Oshode OA., Bakare AA., Adeogun AO., Efuntoye MO., Sowunmi A-A., 2008.** Ecotoxicological Assessment Using *Clarias Gariepinus* and Microbial Characterization of Leachate from Municipal Solid Waste Landfill. International Journal of Environmental Research, 2, 391-400.
- 138. Osman KT., 2013.** Soils: Principles, Properties and Management. Springer Science Business Media Dordrecht, DOI 10.1007/978-94-007-5663-2
- 139. Ozbek P. et Dietrich AM., 2011.** Retronasal perception and flavour thresholds of iron and copper in drinking water. Journal Water Health, 9, 1-9.
- 140. P.D.A.U., 2010.** Plan Directeur d'Aménagement et d'Urbanisme, Direction de l'Urbanisme et de la Construction de la wilaya de Tizi-Ouzou, 106p.
- 141. Pengyan Z., Chengzhe Q., Xin H., Guohua K., Mingzhou Q., Dan Y., Bo P., Yanyan L., Jianjian H., Richard PD., 2018.** Risk assessment and source analysis of soil heavy metal pollution from lower reaches of Yellow River irrigation in China. Science of the Total Environment, 633, 1136-1147.
- 142. Pernes-Debuyser A. et Tessier D., 2002.** Influence de matières fertilisantes sur les propriétés des sols Cas des 42 parcelles de l'INRA à Versailles. Étude et Gestion des Sols, 9, 3, 177-186.
- 143. Qi W., Zhiyi X., Fangbai L., 2015.** Using ensemble models to identify and apportion heavy metal pollution sources in agricultural soils on a local scale. Environmental Pollution, 206, 227-235.
- 144. Rafiee A., Gordi E., Lu W., Miyata Y., Shabani H., Mortezaazadeh S., Hoseini M., 2018.** The impact of various festivals and events on recycling potential of municipal solid waste in Tehran, Iran. Journal of Cleaner Production, 183, 77-86.

- 145. Ramachandraa TV., Bharatha HA., Kulkarnia G., Sheng Hand S., 2018.** Municipal solid waste: Generation, composition and GHG emissions in Bangalore, India. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82, 1122-1136.
- 146. Ranran L., Zhihong Z., Yan A., 2016.** Water quality assessment in Qu River based on fuzzy water pollution index method. *Journal of Environmental Sciences*, 50, 87-92.
- 147. Reddy KR., Hettiarachchi H., Parakalla NS., Gangathulasi J., Bogner JE., 2009.** Geotechnical properties of fresh municipal solid waste at Orchard Hills Landfill, USA. *Waste Management*, 29, 952-959.
- 148. Reynolds C., Geschke A., Piantadosi J., Boland J., 2016.** Estimating industrial solid waste and municipal solid waste data at high resolution using economic accounts: an input-output approach with Australian case study. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 18, 677-686.
- 149. Rezaei M., Ghobadian B., Samadi SH., Karimi S., 2018.** Electric power generation from municipal solid waste: A technoeconomical assessment under different scenarios in Iran. *Energy*, 152, 46-56.
- 150. Ritchie ME. et Raina R., 2016.** Effects of herbivores on nitrogen fixation by grass endophytes, legume symbionts and free-living soil surface bacteria in the Serengeti. *Pedobiologia*, 59, 233-241.
- 151. Rocco C., Duro I., Di Rosa S., Fagnano M., Fiorentino N., Vetromile A., Adamo P., 2016.** Composite vs. discrete soil sampling in assessing soil pollution of agricultural sites affected by solid waste disposal. *Journal of Geochemical Exploration*, 170, 30-38.
- 152. Rong J., Meie W., Weiping C., Xuzhi L., 2018.** Ecological risk evaluation of combined pollution of herbicide siduron and heavy metals in soils. *Science of the Total Environment*, 626, 1047-1056.
- 153. Saadi S., Sbaa M., El Kharmouz M., 2013.** Caractérisation physico-chimique de lixiviats du centre d'enfouissement technique de la ville d'Oujda (Maroc Oriental). *Sciences et techniques*, 5, 1-11.
- 154. Saber N., Chemsy Z., Zaakour F., Matech F., Moustarihfer K., Mohcine H., 2014.** Distribution of Trace Metals in soils around the Bouskoura cement plant Morocco. *European Scientific Journal*, 10, 206-223.
- 155. Sakurai J., Nagahama M., Masataka O., 2004.** Clostridium perfringens Alpha-Toxin: Characterization and Mode of Action. *Journal of Biochemistry*, 136, 569-574.

- 156. Salehpour S., Jonoobi M., Ahmadzadeh M., Valentina S., Rafeian F., Oksman K., 2018.** Biodegradation and ecotoxicological impact of cellulose nanocomposites in municipal solid waste composting. *International Journal of Biological Macromolecules*, 111, 264-270.
- 157. Sarigiannisa DA., 2017.** Assessing the impact of hazardous waste on children's health: The exposome paradigm. *Environmental Research*, 158, 531-541.
- 158. Sharma A., Gupta AK., Ganguly R., 2018.** Impact of open dumping of municipal solid waste on soil properties in mountainous region. *Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering*, doi: 10.1016/j.jrmge.2017.12.009.
- 159. Shixue W., Xinran L., Min L., Xing C., Sai L., Chenga L., Xianbiao L., Ye L., 2018.** Sources, influencing factors and environmental indications of PAH pollution in urban soil columns of Shanghai, China. *Ecological Indicators*, 85, 1170-1180.
- 160. Shuzhen C. et Desheng W., 2018.** Adapting ecological risk valuation for natural resource damage assessment in water pollution. *Environmental Research*, 164, 85-92.
- 161. Sibiya IV., Olukunle OI., Okonkwo OJ., 2017.** Seasonal variations and the influence of geomembrane liners on the levels of PBDEs in landfill leachates, sediment and groundwater in Gauteng Province, South Africa. *Emerging Contaminants*, 3, 76-84.
- 162. Sipra A., GaoN., Sarwar H., 2018.** Municipal solid waste (MSW) pyrolysis for bio-fuel production: A review of effects of MSW components and catalysts. *Fuel Processing Technology*, 175, 131-147.
- 163. Soltner D., 1982.** Les bases de la production végétale. Tome I. Le sol. 1^{ère} édition Science et techniques agricoles, Angers, 472 p.
- 164. Song L., Yang S., Liu H., Xu J., 2016.** Geographic and environmental sources of variation in bacterial community composition in a large-scale municipal landfill site in China. *Applied Microbiology and Biotechnology*, DOI 10.1007/s00253-016-7917-6.
- 165. Soobhany N., 2018.** Preliminary evaluation of pathogenic bacteria loading on organic Municipal Solid Waste compost and vermicompost. *Journal of Environmental Management*, 206, 763-767.
- 166. Soobhanya M., Moheeb R., Gargc VK., 2015.** Recovery of nutrient from Municipal Solid Waste by composting and vermicomposting using earthworm *Eudrilus eugenia*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3, 2931-2942.

- 167. Taboada-González P., Aguilar-Virgen Q., Ojeda-Benítez S., Cruz-Sotelo S., 2014.** Application of analytic hierarchy process in a waste treatment technology assessment in Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 5777-5795.
- 168. Tahraoui Douma N., Matejka G., Chambon S., Touil D., 2012.** Composition of Municipal Solid Waste (MSW) generated by the city of Chlef (Algeria). *Energy Procedia*, 18,762-771.
- 169. Tararina IA., Badredinova ZG., Chubarovb VM., Sharovaa OI., 2011.** Grothite from Garnet–Micaceous Crystalline Schist of the Shikhtinskaya Suite in the Middle Kamchatka Massif. *Doklady Earth Sciences*, (438), 879-882.
- 170. Tariqa S., Shahb M., Shaheenb N., 2009.** Comparative statistical analysis of chrome and vegetable tanning effluents and their effects on related soil. *Journal of Hazardous Materials*, 169, 285-290.
- 171. Tchuikoua LB. et Elong JG., 2014.** Urban practices and the management of household solid waste in Douala (Cameroon). *Canadian Journal of Tropical Geography*, 2, (1), 38-4.
- 172. Tinmaz E. et Demir I., 2006 .** Research on solid waste management system: To improve existing situation in Corlu Town of Turkey. *Waste Management*, 26, 307-314.
- 173. Umme A., Adeel M., Sidra W., Riffat -Naseem M., 2016.** Enrichment, geo accumulation and risk surveillance of toxic metals for different environmental compartments from Mehmood Booti dumping site, Lahorecity,Pakistan. *Chemosphere*, 144, 2229-2237.
- 174. Vermaa R.L., Borongana G., Memonb M., 2016.** Municipal Solid Waste Management in Ho Chi Minh City, Viet Nam, Current Practices and Future Recommendation. *Procedia Environmental Sciences*, 35, 127-139.
- 175. Vodyanitskii YN., 2016.** Biochemical processes in soil and groundwater contaminated by leachates from municipal landfills (Mini review). *Annals of agrarian science*, 14, 249 -256.
- 176. Wang YF., Tang CX., Wu JJ., Liu XM., Xu JM ., 2013.** Impact of organic matter addition on pH change of paddy soils. *Journal of Soils and Sediments* , doi:10.1007/s11368-012-0578-x.
- 177. Wenyou H., Huifeng W., Lurui D., Biao H., OleK B., Hans Christian BH., Yue H., Peter EH., 2018.** Source identification of heavy metals in peri-urban agricultural soils of southeast China: An integrated approach. *Environmental Pollution* , 23 , 650-661.
- 178. Xiaoping J., Siqi W., Zhiwei L., Fang W., Raymond RT., Yu Q., 2018.** Pinch analysis of GHG mitigation strategies for municipal solid waste management: A case study on Qingdao City. *Journal of Cleaner Production*, 174, 933-944.

- 179. Yatrabi, A. et Nejmeddine A., 2000.** Fractionnement et mobilité des métaux lourds dans un sol en amont des eaux usées de tanneries. *Revue des sciences de l'eau*, 13, (3), 203-212.
- 180. Youb O., Youb A., Bouabdessalam H., 2014.** Municipal waste management in the Algerian High Plateaus. *Energy Procedia*, 50, 662 -669.
- 181. Zahedi S., Sales, Morales JL., Solera R., 2018.** Obtaining green energy from dry thermophilic anaerobic co-digestion of municipal solid waste and biodiesel waste. *Biosystems engineering*, 170, 108-116.
- 182. Zaihua H., Hong L., Jiewei H., Xiangshi K., Kai T., Zhanlin B., Xingjun T., 2018.** Impact of vermiculite on ammonia emissions and organic matter decomposition of food waste during composting. *Bioresource Technology*, 263, 548-554.
- 183. Zhao L., Xu Y., Hou H., Shangguan Y., Li F., 2014.** Source identification and health risk assessment of metals in urban soils around the Tanggu chemical industrial district, Tianjin, China. *Science of The Total Environment*, 46, 654-662.
- 184. Zhao Y., Xu X., Tian K., Huang B., Hai N., 2016.** Comparison of sampling schemes for the spatial prediction of soil organic matter in a typical black soil region in China. *Environ Earth Sciences*, DOI 10.1007/s12665-015-4895-4.
- 185. Zumar M.et Bundhoo A., 2018.** Solid waste management in least developed countries: current status and challenges faced. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 20, 1867-1877.
- 186. Zupančiča N., Turniškić R., Milerd M., Grčmanc H., 2018.** Geochemical fingerprint of insoluble material in soil on different limestone formations. *Catena*, 170, 10-24.

Annexes

Annexe 1

Les normes utilisées pour l'interprétation des résultats des analyses physicochimiques

1. Normes d'appréciation du pH du sol (Baize, 2000)

Normes	Interprétation
$\text{pH} < 3,5$	Hyper- acide
$3,5 < \text{pH} < 4,2$	Très acide
$4,2 < \text{pH} < 5,0$	peu Acide
$5,0 < \text{pH} < 6,5$	Acide
$6,5 < \text{pH} < 7,5$	Neutre
$7,5 < \text{pH} < 8,7$	Basique
$\text{pH} > 8,7$	Très basique

2. Normes de classification des sols selon la conductivité électrique (Baize, 2000)

Normes	Interprétation
$\text{CE} = 4 \text{ mmhos /cm}$	Sol légèrement salin
$4 < \text{CE} < 8 \text{ mmhos /cm}$	Sol modérément salin
$8 < \text{CE} < 16 \text{ mmhos /cm}$	Sol gravement salin
$\text{CE} = 16 \text{ mmhos /cm}$	Sol à salinité très grave

3. Normes d'appréciation du calcaire total du sol en % (Baize, 2000)

Normes	Interprétation
$\text{CaCO}_3\text{T} < 1$	Non calcaire
$1 < \text{CaCO}_3\text{T} < 5$	Peu calcaire
$5 < \text{CaCO}_3\text{T} < 25$	Modérément calcaire
$25 < \text{CaCO}_3\text{T} < 50$	Fortement calcaire
$50 < \text{CaCO}_3\text{T} < 80$	Très fortement calcaire
$\text{CaCO}_3\text{T} > 80$	Excessivement calcaire

Annexe 1 Suite 1

4. Normes d'appréciation de la matière organique du sol en % (Soltner, 1982)

Normes	Interprétation
0 < MO < 1	Extrêmement faible
1 < MO < 1,5	Très faible
1,5 < MO < 2,5	Faible
2,5 < MO < 3,5	Moyen
3,5 < MO < 4,5	Moyen élevé
4,5 < MO < 5	Elevé
MO > 5	Très élevé

5. Normes AFNOR NFU 44-041 des teneurs du sol en métaux lourds (mg/kg)

Eléments traces métalliques	Seuil de référence (mg/kg de sol sec)
Cadmium (Cd)	2
Plomb (Pb)	100
Nickel (Ni)	50
Zinc (Zn)	300
Chrome (Cr)	150
Cuivre (Cu)	100

Annexe 1 Suite 2

Les résultats de l'ACP

1. Cosinus carrés des individus

	F1	F2	F3	F4	Somme
S0E	0,55	0,37	0,02	0,01	0,95
S1E	0,22	0,52	0,19	0,02	0,94
S2E	0,79	0,15	0,02	0,01	0,98
S3E	0,94	0,00	0,04	0,00	0,98
S0P	0,80	0,14	0,01	0,01	0,95
S1P	0,08	0,56	0,28	0,01	0,93
S2P	0,78	0,09	0,01	0,00	0,88
S3P	0,74	0,06	0,16	0,02	0,97
S0A	0,94	0,00	0,01	0,03	0,98
S1A	0,21	0,00	0,22	0,47	0,89
S2A	0,01	0,42	0,00	0,08	0,51
S3A	0,33	0,43	0,17	0,00	0,93
S0H	0,90	0,06	0,00	0,03	0,99
S1H	0,30	0,29	0,01	0,14	0,74
S2H	0,04	0,92	0,03	0,00	0,99
S3H	0,02	0,79	0,16	0,00	0,98
S'0E	0,38	0,48	0,05	0,07	0,97
S'1E	0,51	0,43	0,00	0,02	0,96
S'2E	0,52	0,43	0,00	0,02	0,97
S'3E	0,81	0,07	0,08	0,01	0,97
S'0P	0,64	0,28	0,00	0,05	0,98
S'1P	0,50	0,30	0,09	0,00	0,90
S'2P	0,68	0,19	0,02	0,02	0,91
S'3P	0,92	0,00	0,00	0,01	0,93
S'0A	0,88	0,05	0,00	0,01	0,94
S'1A	0,58	0,04	0,17	0,08	0,88
S'2A	0,69	0,04	0,10	0,07	0,90
S'3A	0,68	0,24	0,00	0,04	0,96
S'0H	0,87	0,06	0,00	0,02	0,95
S'1H	0,00	0,72	0,21	0,05	0,98
S'2H	0,00	0,76	0,18	0,04	0,98
S'3H	0,11	0,68	0,11	0,07	0,97

Annexe 1 Suite 3

1. Tableau des corrélations de Pearson

	pH	CE	Cl	MO	Cd	Pb	Ni	Zn	Cr	Cu
pH	1	0,26	0,79	-0,61	-0,05	-0,17	-0,06	0,05	0,17	-0,14
CE	0,26	1	0,38	0,22	0,75	0,52	0,62	0,60	0,74	0,57
Cl	0,79	0,38	1	-0,60	0,10	-0,11	0,03	0,02	0,19	-0,07
MO	-0,61	0,22	-0,60	1	0,53	0,59	0,55	0,50	0,46	0,60
Cd	-0,05	0,75	0,10	0,53	1	0,89	0,96	0,83	0,90	0,94
Pb	-0,17	0,52	-0,11	0,59	0,89	1	0,95	0,85	0,88	0,96
Ni	-0,06	0,62	0,03	0,55	0,96	0,95	1	0,86	0,92	0,98
Zn	0,05	0,60	0,02	0,50	0,83	0,85	0,86	1	0,87	0,89
Cr	0,17	0,74	0,19	0,46	0,90	0,88	0,92	0,87	1	0,89
Cu	-0,14	0,57	-0,07	0,60	0,94	0,96	0,98	0,89	0,89	1

Résultats de la composition physique des DSM de Timizart et Ain-El-Hammam par saison en %.

Catégories de déchets	Timizart				Ain- El-Hammam			
	Hiver	Printemps	Eté	Automne	Hiver	Printemps	Eté	Automne
Matières Organiques	72,50	69,57	68,22	71,20	71,12	68,65	67,75	70,00
Papiers, cartons	5,12	7,75	9,00	6,65	4,82	6,50	8,30	5,92
Plastiques	8,75	10,50	11,00	9,85	7,85	9,00	10,22	8,75
Verres	1,00	1,97	2,57	1,25	0,60	1,46	1,95	0,93
Textiles	10,92	7,50	7,89	8,92	14,19	12,27	9,20	12,7
Métaux	1,20	2,00	0,50	1,50	1,00	1,50	1,80	1,20
Spéciaux	0,51	0,71	0,82	0,63	0,42	0,62	0,78	0,50

Annexe 2

1. Composition chimique des milieux de culture utilisés pour l'identification des espèces bactériennes du sol des deux décharges Timizart et Ain-El-Hammam

VRBL (gélose glucosée biliée au cristal violet et au rouge neutre)		
	Peptone de viande	7 g
	Extrait de levure	3 g
	Glucose ou lactose	10 g
	Sels biliaires	2 g
	Chlorure de sodium	5 g
	Cristal violet	0,002 g
	Rouge neutre	0,03 g
	Agar	18 g

Hektoen		
	Peptone pepsique de viande	15 g
	Extrait de viande	3 g
	Extrait de levure	3 g
	Lactose	12 g
	Salicine	2 g
	Saccharose	12 g
	Chlorure de sodium	5 g
	Sels biliaires	4 g
	Bleu de Bromothymol	0,064 g
	Fuschine acide	0,1 g
	Agar	18 g

BCP (Bromo-Chrésol Pourpre)		
	Peptone	5 g
	Extrait de viande	3 g
	Lactose	10 g
	Agar	15 g
	Pourpre de Bromo-Chrésol	0,025 g

Annexe 2 Suite 1

Chapman		
	Peptone	10 g
	Tryptone	5 g
	Extrait de viande	3 g
	Extrait de levure	3 g
	Chlorure de sodium	70 g
	Mannitol	10 g
	Rouge de phénol	0,05 g
	Agar	15 g

GC (Giolitti-Cantoni)		
	Tryptone	10 g
	Extrait de viande	5 g
	Extrait de levure	5 g
	Chlorure de lithium	5 g
	Mannitol	20 g
	Chlorure de sodium	5 g
	Glycine	5 g
	Pyruvate de sodium	3 g

MCC (milieu cœur cerveau)		
	Cœur cerveau infusion	37 g
	Agar	18 g

GSF : (gélose au sang frais)		
	Peptone trypsique de caséine	15 g
	Peptone papainique de Soja	5 g
	Chlorure de sodium	5 g
	Agar	15 g
	Sang de mouton	5 à 10 %

Annexe 2 Suite 2

Milieu King A		
	Peptone bactériologique "A"	20 g
	Agar purifié	12 g
	Glycérol	10 g
	K ₂ SO ₄ anhydre	10 g
	MgCl ₂ anhydre	1,4 g

Milieu King B		
	Peptone bactériologique	20 g
	Agar purifié	12 g
	Glycérol	10 g
	K ₂ HPO ₄ (anhydre)	1,5 g
	MgSO ₄ , H ₂ O	1,5 g

TSN (Tryptone, Sulfite, Néomycine)		
	Trypticase	15 g
	Sulfite de sodium	1 g
	Extrait de levure	10 g
	Citrate de fer	0,5 g
	Agar	14 g

OGA (Oxytetracycline Glucose yeast Agar)		
	Extrait de levure	5 g
	Glucose	10 g
	Agar	18 g

Milieu TSE (Tryptone, Sel, Eau)		
	Eau distillée ou déminéralisée	1 L
	Tryptone (peptone de caséine)	1 g
	Chlorure de sodium	8,5 g

Annexe 2 Suite 3

Milieu Mannitol-Mobilité		
	Peptone	20 g
	Nitrate de potassium	1 g
	Mannitol	2 g
	Rouge de phénol à 1%	4 ml
	Agar	4 g

2. Composition chimique des milieux et/ou des réactifs utilisés pour les galeries biochimiques

VF (bouillon Viande Foie glucose cystéiné)		
	Extrait de viande foie	29,5 g
	Glucose	2 g
	Cystéine chlorhydrate	0,5 g

RM (réactif de Rouge de Méthyle)		
	Rouge de méthyle	0,5 mg
	Eau distillée	100 ml

VP (réactif Voges Proskauer)		
	Solution d'alpha naphthol à 60% dans l'alcool à 60°	0,5 ml
	Solution de soude caustique à 16%	0,5 ml
	Phosphate dissodique	3,4 g
	Glucose	4 g
	Eau distillée	1L

Clark et Lubs		
	Peptone	5 g
	Glucose	5 g
	Hydrogénophosphate de potassium (K_2HPO_4)	5 g
	Eau distillée	1L

Annexe 2 Suite 4

Urée- indole		
	L-tryptophane	3 g
	Phosphate dipotassique	1 g
	Phosphate monopotassique	1 g
	Chlorure de sodium	5 g
	Urée	20 g
	Rouge de phénol	2,5 g

Réactif de Kovacs		
	Paradiméthylaminobenzaldehydes	5 g
	Alcool anylique pur	75 ml
	Acide chlorhydrique (HCL) pur	25 ml

Citrate de Simmons		
	Sulfate de magnésium	0,2 g
	Phosphate monoamonique	1 g
	Phosphate bipotassique	1 g
	Citrate de sodium	2 g
	Chlorure de sodium (NaCl)	5 g
	Hydrogénophosphate d'ammonium	0, 2 g
	Hydrogénophosphate d'ammonium monosodique	0,8 g
	Bleu de bromothymol	0,08 g
	Agar	15 g
	Eau distillée	1 L

Bouillon nitraté		
	Infusion cœur-cervelle	25 g
	Nitrate de sodium	10 g
	Eau distillée	1L

Réactif Griess		
	Solution (1) : Dissoudre 0,05 g d'α-naphtylamine dans 100 ml d'acide acétique dilué à 30 %.	
	Solution (2) : Dissoudre 0,8 g d'acide sulfanilique dans 250 ml d'acide acétique dilué à 30%.	
Au moment de l'emploi, mélanger des volumes égaux des solutions (1) et (2). Le réactif ne doit présenter aucune coloration rose.		

Annexe 2 Suite 5

Moeller		
	Peptone	5 g
	Extrait de viande	5 g
	Pourpre de bromocrésol	0,1 g
	Rouge de crésol	5 mg
	Pyridoxal	5 mg
	Glucose	0,5 g
	Lysine Décarboxylase (LDC)	1 ml à 10 %
	Arginine Dihydrolase (ADH)	1 ml à 10 %
	Ornithine Décarboxylase (ODC)	1 ml à 10 %

Milieu TSI (Triple-Sugar-Iron)		
	Extrait de viande de bœuf	3 g
	Extrait de levure	3 g
	Peptone	20 g
	Chlorure de sodium	5 g
	Citrate ferrique	0,3 g
	Thiosulfate de sodium	0,3 g
	Lactose	10 g
	Glucose	1 g
	Saccharose	10 g
	Rouge de phénol	0,05 g
	Agar	12 g

Research Article

A Study of the Impact of Municipal Solid Waste on Some Soil Physicochemical Properties: The Case of the Landfill of Ain-El-Hammam Municipality, Algeria

Saïda Mouhoun-Chouaki,¹ Arezki Derridj,¹ Djaber Tazdait ² and Rym Salah-Tazdait ²

¹Laboratoire de Production, Protection et Amélioration des Végétaux, Mouloud Mammeri University of Tizi-Ouzou, P.O. Box 17 RP 15000 Hasnaoua, Tizi-Ouzou, Algeria

²Department of Biochemistry and Microbiology, Mouloud Mammeri University of Tizi-Ouzou, P.O. Box 17 RP 15000 Hasnaoua, Tizi-Ouzou, Algeria

Correspondence should be addressed to Rym Salah-Tazdait; rym.tazdait@ummto.dz

Received 31 August 2018; Revised 13 November 2018; Accepted 2 December 2018; Published 2 January 2019

Academic Editor: Claudio Cocozza

Copyright © 2019 Saïda Mouhoun-Chouaki et al. This is an open access article distributed under the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

Discharging of untreated municipal solid wastes (MSWs) onto land is very widespread in developing countries. The compounds contained in MSW cause a harmful effect to human and environment. Hence, an assessment of the extent of their local impact is of great interest to figure out the pollution they cause. Therefore, this study aimed at evaluating the effects of discharge of solid wastes on soil quality within the landfill of Ain-El-Hammam municipality (Algeria). To achieve this, different soil physicochemical parameters were considered: granulometry, electrical conductivity, pH, organic matter content, and heavy metal concentration. The results indicated the influence of the MSW on the physicochemical characteristics of the soil by enhancing the organic matter content of soil (4.53%) and increasing heavy metal content (Cu, Zn, Cd, Pb, Ni, and Cr), which is a clear indication of the level of pollution they are generating.

1. Introduction

The municipal solid wastes (MSWs) are undesirable materials mainly consisting of household wastes and so are called household garbage. They also include similar waste to MSW which refers to wastes of the industrial companies, crafts, trades, hotels, schools, public services, and hospitals and municipal services such as road wastes, parks and gardens' maintenance, and other recreational areas that present physicochemical features or equivalent to toxicity of household garbage [1].

The exponential growth of the world population, the urbanization, the socioeconomic development, and the improvement of living standards have trained phenomenal augmentation of the municipal solid wastes' production in the whole world [2]. Their quantity has increased over the years in the developing countries, and their management faces many difficulties from the technical and economical sides as from the methodological and organizational sides. Facing this

reality, open landfills (dumps) have become the only available way for their elimination [3].

The landfill is still worldwide and very common. It has been the principal method of the municipal solid wastes' elimination in the recent decades because it is the simplest practice and the most economical of this type of wastes' storage in a lot of countries, particularly in the developing countries [4].

Unfortunately, these open landfills cause serious sanitary risks by the lodging of different stray animals and the proliferation of insect vectors of a lot of diseases. They also present nuisance and considerable environmental impacts by the production of both leachate and biogas [5].

The leachate conveys an important pollution load essentially formed of heavy metals, organic matter, and important community of pathogenic bacteria: by leaching and infiltration through the ground, it begets an organic, bacteriological, and heavy metal pollution of soils, surface water, and ground water (phreatic zone) [6].

The organic fraction's biodegradation of MSW begets biogas emissions which cause the atmospheric pollution by contributing to the greenhouse effect and global warming, particularly the methane and hydrogen that are highly flammable, and if they are not collected and valorised in a renewable energy form, they will be led to a potential risk of fire or explosion [7].

Algeria has adopted the law no 01-19 from December 12th, 2001, on management, on control, and on the wastes' elimination and put in place a national program of the municipal wastes' management whose objectives are inter alia, landfills eradication, and the application of the technical burying that remains the most privileged method because of the absence of the incineration and the composting processes [8].

Despite the construction of many different technical burying centres since 2002, it still exists in Algeria multitudes of functional landfills implanted anywhere, without any impact study and their effects on the ground are not very well-known.

Consequently, in this study, the landfill's ground of the municipality of Ain-El-Hammam has been chosen as a model to evaluate the municipal solid wastes' impact on certain physicochemical properties of the landfill's ground.

2. Materials and Methods

2.1. Area of the Study Site. The study was conducted in the municipality of Ain-El-Hammam (A.E.H.), in Kabylia, Algeria. The municipality is located 45 km southeast of the capital city of Tizi-Ouzou province and 150 km east of the Algerian capital city (Algiers). In 2008, A.E.H. had 20401 inhabitants and covered a total area of 38.55 square kilometres.

The site is the municipal landfill of A.E.H. (N 36°36'03.7", E 4°16'28.2"). The site resulted from the administrative apportionment of 1985, and it is located in Ait-Sidi-Ahmed village, which is 7 km distant from the capital city of A.E.H. and covers a total area of about 8 ha, which increases constantly due to the regular input of waste.

2.2. Climatic Characteristic Determination of A.E.H.

2.2.1. Ombrothermic Diagram of Bagnouls and Gaussen. Ombrothermic diagram of Bagnouls and Gaussen was used to describe the length and the intensity of the dry season by determining the intersection (grey area) of the average rainfall (R) and temperature (T) curves [9]. This diagram outlines that a month is considered biologically dry when its total rainfall is less than or equal to two times its average temperature ($R \leq 2T$) [10].

2.2.2. Emberger's Pluviothermic Quotient. Emberger's pluviothermic quotient (Φ) (equation (1)) is specific to the Mediterranean climate and is usually the most used in the north of Africa [11]. This quotient was developed for Moroccan vegetation and resulted in identifying different bioclimatic stages [12]:

$$\Phi = \frac{1000 \times R}{((T + t) \times (T - t))/2}, \quad (1)$$

where R is the total annual rainfall (mm), T is the mean maximum temperature of the warmest month in Kelvin degrees, and t is the mean minimum temperature of the coldest month in Kelvin degrees.

2.3. Sampling of Municipal Solid Waste. The estimation of the physical composition of the municipal solid waste under study was carried out using the method proposed by the Direction of Environment of the province of Tizi-Ouzou. The principle of the method is to make 100 kg of waste samples at the time of discharging by introducing the samples into black garbage bags and weighing them using a roman balance. The samples were then manually sorted, and each component was identified, separated, and weighted.

2.4. Landfill Soil Sampling. Sampling is the most critical step in the collection of the spacial distribution data of soil properties [9]. In this study, the random-stratified sampling method was applied because the landfill soil is rough, which generates a variability in the deposition of waste along the landfill. In this type of sampling, samples are collected in random-chosen places in a homogenous area [13]. To achieve this, the landfill area under study was subdivided into homogenous strata according to an altitudinal gradient of 100 m. In brief, the upper 5 cm soil surface layer containing debris was removed, and three random samples of the soil from each stratum were then taken from 25 cm below the ground surface (Figure 1). The samples were put into plastic bags, labelled, and transported to the laboratory where they were dried at room temperature, cleared of debris, and sifted through a 2 mm mesh screen.

2.5. Physicochemical Analysis of the Landfill Soil

2.5.1. Granulometric Analysis. The granulometric analysis aimed at pinning down the mineral composition of soil (clay, silt, and sand). The analysis was carried out on soil samples with a particle size less than 2 mm according to the international method using Robinson's pipette [14]. In brief, organic matter was destroyed by oxidation with hydrogen peroxide (6% (w/v)) and dispersed. Clays and fine silts were withdrawn, and the sand fraction was recovered after successive washing. The proportion of each granulometric component was then calculated. Besides, the soil texture was determined using the classical textural triangle.

2.5.2. Electrical Conductivity and pH Measurement. The electrical conductivity (EC) (expressed in $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) of the soil was monitored according to Mathieu and Pieltain [15] using a conductivity meter (Inolab®, Germany) and a ratio of 1:5 (w/v).

The pH of a 1:2.5 fine soil to water solution was estimated using a calibrated pH meter (Inolab®, Germany).

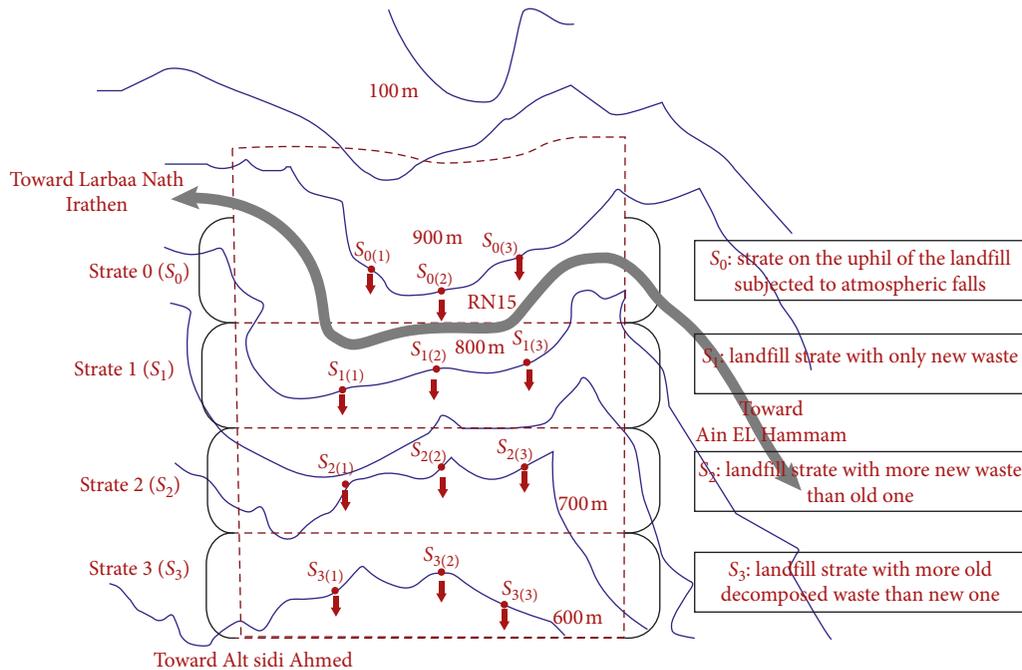


FIGURE 1: Random stratified sampling in the A.E.H. landfill soil (scale: 1/1000).

2.5.3. Total Limestone Determination. The total limestone was determined by the volumetric method, which measures the amount of soil calcium carbonates (CaCO_3) after chlorhydric acid (HCl) attack.

The excess chlorhydric acid was titrated with sodium hydroxide (NaOH) solution in the presence of phenolphthaleine until purplish red colour appeared.

2.5.4. Organic Carbon and Organic Matter Determination. Organic carbon (C) determination was carried out by chromic acid oxidation [16]. In brief, the soil sample was oxidized by potassium bichromate solution in the concentrated sulfuric medium. The excess potassium bichromate was titrated with Mohr's salt solution.

The percent organic matter (M_0) was deduced from the percentage of organic carbon using a specific M_0 to C factor.

2.5.5. Heavy Metal Determination. Determination of heavy metals in soil was carried out by the atomic absorption spectrometry flame (AASF) method. The AASF instrument used was ZEE nit 700 (Analytik Jena, Germany). The procedure followed was that of the Research and Development Centre of Sonatrach (Algeria). Before being analysed, the soil sample was subjected to the following heavy metals extraction procedure: the dried soil sample was ground and then sifted through a $250\ \mu\text{m}$ mesh screen. One gram \pm 0.5 mg of the sifted soil was introduced into the 50 mL Teflon bomb to which chlorhydric acid (7.5 mL), nitric acid (2.5 mL), and fluorhydric acid (6 mL) were added. The bomb was sealed and was left to rest all night at room temperature. The bomb was then introduced into a heat block (Equilabo®, France), heated for 10 min at 250°C and at 180°C for 2 h, and allowed to cool at room temperature. The solution was then

transferred into a polyethylene tube, and the final volume was adjusted to 250 mL with deionized water. On the contrary, the control experiment (blank) was performed under the same conditions but without soil sample addition. The levels of six heavy metals (expressed as μg per g of the sample) were measured using the following wavelengths: Cu, 324.7 nm; Zn, 213.9 nm; Cd, 228.8 nm; Pb, 217.0 nm; Ni, 232.0 nm; and Cr, 357.9 nm. Calibration curves for the six heavy metals tested were constructed using standard solutions of 1000 ppm of each element (HORIBA Jobin Yvon®, France).

2.6. Data Analysis. The significance of the difference between the soil physicochemical variables and the different strata of A.E.H. landfill was checked by analysis of variance (ANOVA) with one factor (stratum in the case of this study) using StatBox 6.4 software (STATBOX, France). The null hypothesis (H_0) assumes no relationship between the physicochemical variables under study and the landfill strata, while the alternative hypothesis (H_1) states the opposite. The two hypotheses were tested at the 0.05 level of significance.

3. Results and Discussion

3.1. Climate Study Results. The Bagnouls and Gausse's ombrothermic diagram for the 1998 to 2007 period (Figure 2) clearly indicated that the A.E.H. region is characterized by a dry summer period of nearly three months, which started from the early of the last week of June through the end of September, while the rest of the year corresponds with a wet period, which spreads out over almost nine months.

According to the Emberger's climagram of A.E.H. shown in Figure 3, the Emberger's pluviothermic quotient (Φ) value

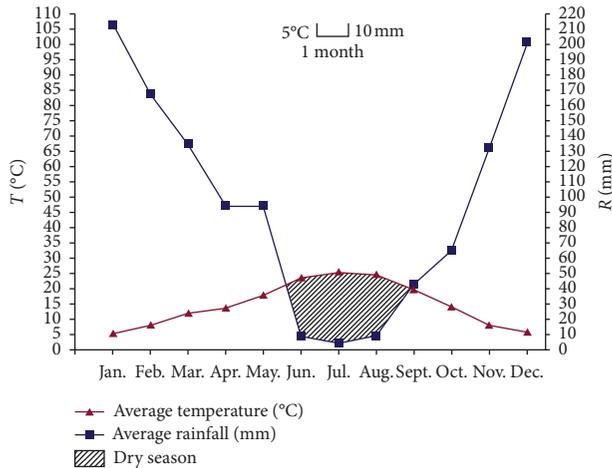


FIGURE 2: Ombrothermic diagram of Bagnouls and Gausson of A.E.H. between 1998 and 2007.

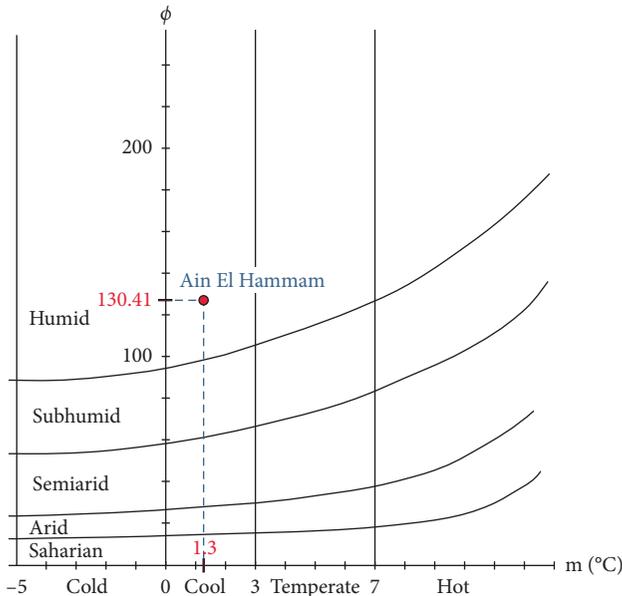


FIGURE 3: Emberger's climagram of the study area (A.E.H.).

(130.41), the average of minimum temperatures of the coldest month value (m) (1.3°C), and the municipality of A.E.H. can be classified in the humid bioclimatic stage with fresh variant.

3.2. Physical Composition of Household and Equivalent Waste in A.E.H. Municipality. The results of the manual sorting of the household and equivalent waste collected at the landfill of A.E.H. are presented in Figure 4.

It should be noted that organic matters are predominant in the collected waste with an average percentage of around 69.39%. This could be explained by the way of life and food habits of the Algerian population that privileges the consumption of vegetables and fruits. High rates of textiles

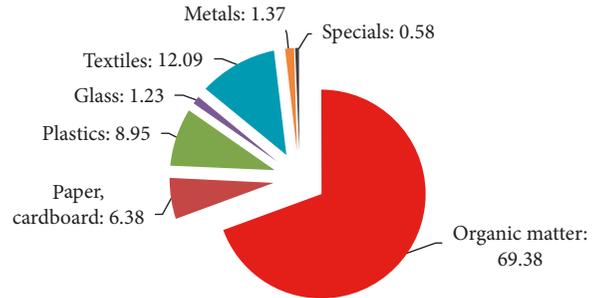


FIGURE 4: Average physical composition of household and equivalent solid waste in A.E.H. municipality (2010-2011).

(12.09%) could be explained by the increase in textile wet weight in humid cool climate in Ain-El-Hammam.

The percentages of paper and carton, on the one hand, and plastics, on the other hand, neared 6.38% and 8.95%, respectively, which mostly consisted of various packages generated by households, shops, and craft industries.

Specials wastes showed very low percentage (0.58) probably due to the small amounts of dangerous products used by households in Ain-El-Hammam.

Table 1 gives a comparison between the physical characterization data on the household and equivalent waste collected by this study and other data collected from other landfills of some countries of different continents.

The results from the Table 1 revealed that the percentage of organic matters collected from the four African countries selected exceeded 60% and reached in this study almost 70%, while the values observed for the Asian countries did not exceed 52%. This latter value is the maximum and was obtained in Akaidier landfill (Jordan), while the minimum value (43.5%) corresponded to the Iskandar landfill site in Malaysia.

The landfills in the three North American countries (Canada, USA, and Mexico) and in Australia exhibited the lowest percent organic matter values, namely, 30% (Canada), 18.6% (USA), 30.2% (Mexico), and 25% (Australia), while those in South American countries showed clear fluctuations between them ranging from 34% (Argentina) to 75% (Caribbean).

Besides, the percentages values of the recyclable waste (paper, cardboard, plastics, glass, textiles, and metals) fluctuated very sharply in the range of 0.3% to 32% in all the countries of the six continents under comparison. Paper and cardboard contents were found to be the highest in the landfills in North America (32% in USA), Europe (15% in Spain), and Australia (9.4% in Sydney), while plastic waste exhibited the highest percentages with 16%, 20%, and 22.2% recorded in South America (Brazil), Africa (Nigeria), and Asia (Malaysia), respectively.

On the contrary, as shown in the same table, the special waste contents are not available for some countries such as Argentina, Spain, or China, but they are very low or even nil for some others, with a value of 0.6% in this study, and a maximum value of 0.7% was reported in Nepal.

These findings could undoubtedly be explained by the differences between the countries of the six continents under comparison in terms of their culture, civilization, feeding

TABLE 1: Comparison of the physical composition values of the household and equivalent waste collected from some countries of different continents.

Countries (landfills)	Waste type								References
	Organic matter	Paper and cardboard	Plastics	Glass	Textiles	Metals	Specials*		
Africa	Algeria (A.E.H.)	69.4	6.4	9.0	1.2	12.1	1.4	0.6	Present study
	Morocco (Marrakech)	70.0	14.3	7.1	1.5	4.8	1.0	—	[17]
	Nigeria (Amassoma)	61.3	5.4	20.0	—	4.9	—	—	[18]
	Tanzania (Kinondoni)	64.6	10.7	9.7	1.4	—	1.4	—	[19]
Asia	Jordan (Akaidar)	52.0	13.0	17.0	3.0	—	1.0	0.5	[20]
	Malaysia (Iskandar)	43.5	20.9	22.2	3.5	7.7	1.5	—	[21]
	Nepal (Tulsipur)	46.0	6.0	10.0	7.0	1.0	2.2	0.7	[22]
	China (Beijing)	46.6	11.1	12.7	1.6	2.5	0.3	—	[23]
Europe	Spain (Castellón)	57.0	15.0	10.0	7.0	4.0	4.0	—	[24]
	Portugal (Porto)	44.3	7.4	11.0	4.3	5.7	2.2	0.1	[25]
	Lithuania (Kaunas)	61.2	4.7	8.8	13.5	1.7	—	—	[26]
North America	Canada (Ontario)	30.0	32.0	10.0	6.0	—	3.0	—	[27]
	USA (Illinois)	18.6	21.5	11.0	4.4	5.8	4.4	0.0	[28]
	Mexico (Ensenada)	30.2	10.4	15.3	—	8.9	—	—	[29]
South America	Argentina (Buenos Aires)	34.0	10.0	12.0	1.0	—	2.0	—	[30]
	Brazil (Belo Horizonte)	52.0	10.0	16.0	—	2.0	2.0	—	[31]
	Caribbean (Haiti)	75.0	5.0	7.0	2.0	—	3.0	—	[32]
	Australia (Sydney)	25.0	9.4	6.8	0.6	4.1	5.5	—	[33]

*Paints, batteries, thermometers, neon tubes, bulbs, dyes, phytosanitary products, expired drugs, and radiographic foils.

habits, mode of life, socioeconomic level, and demographic effective and demographic levels.

3.3. Results of Physicochemical Analysis of the Landfill Soil

3.3.1. Granulometric Analysis. The results of the granulometric analysis are indicated in Table 2, in which information on the soil texture was inherent to each stratum, whose depth of 25 cm was deduced using the soil texture triangle reported by Mathieu and Pieltain [17].

The data obtained clearly indicated that all the analysed soil samples showed a very high percentage of clay exceeding 40%. The lowest clay percentage (43.28%) was recorded in stratum 3, while the highest value was obtained for stratum 0 with 69.44%. This high level of clay could be explained by the nature of A.E.H. parent rock, which is basically slaty-micaceous with several meters thick (P.D.A.U., 2005). It should be noted that slaty-micaceous are mainly derived from areas with clay-rich sedimentary rocks [18]. Besides, the percentages of clay (58.71%, 48.03%, and 43.28%) and silt (14.87%, 6.21%, and 4.33%) in strata 1, 2, and 3, respectively, are lower than those observed in stratum 0 (69.44% and 28.03% for clay and silt, respectively). This could be due to soil washing by the rainfall of the area under study, which is characterized by a humid climate with fresh variant (Emberger's climagram) and almost 9 months wet period (Bagnouls and Gausson's ombrothermic diagram). Indeed, in humid climate areas, the rainfall dissolves some of the soil mineral components, induces chemical reactions, washes the soil, makes its upper part impoverished in certain compounds, and drives the fine particles towards the lower strata [19]. Besides, the uneven slope of the landfill land could contribute to the increase of this phenomenon.

TABLE 2: Granulometric analysis of the landfill soil of A.E.H.

Strata*	Granulometry			Textures
	% clay	% silt	% sand	
Stratum 0	69.44 ± 0.30	28.02 ± 0.17	2.55 ± 0.07	Clayey
Stratum 1	58.71 ± 0.28	14.87 ± 0.06	26.41 ± 0.32	Clayey
Stratum 2	48.03 ± 0.50	6.21 ± 0.23	45.76 ± 0.69	Clayey-sandy
Stratum 3	43.28 ± 0.16	4.33 ± 0.02	52.39 ± 0.18	Clayey-sandy

*The depth of each stratum is 25 cm.

3.4. Physicochemical Analysis of the Landfill Soil. Table 3 depicts the results of the physicochemical analysis of the landfill soil of A.E.H.

The obtained pH values for each stratum were compared to those of the soil assessment standards according to Baize [14].

On the basis of this comparison, it is shown that the pH of the four strata is neutral ranging between 6.95 and 7.4. The lowest pH value (6.95) was observed in the stratum (S₃) which is rich in MSW as indicated in Figure 1.

On the contrary, the results of Tables 2 and 3 clearly indicated that the analysed strata are rich in clay and organic matter. Similar results were reported by Oluayemi et al. [42] who found high organic matter content in Nigerian landfill soil, which was also characterized by a neutral pH and clayey texture.

With respect to soil EC measurements, the latter were compared to the standard soil salinity [14].

The EC values recorded for the four strata under study were all less than $4 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ indicating their nonsaline character, which is confirmed by their pH values (neutral) and their climate characteristic (humid), since saline soils are mainly encountered under arid or semiarid climates [43]. The highest

TABLE 3: Physicochemical analysis of the landfill soil of A.E.H. compared with previous studies.

Study site (Landfill)	Strata	pH	EC ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Total limestone (%)	Organic matter (%)	Heavy metals ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)						Reference
						Cd	Pb	Ni	Zn	Cr	Cu	
Algeria (Ain-El-Hammam)	0	7.4	2.0	4.8	1.7	0.5	7.3	20.0	43.0	76.0	18.8	Current study
	1	7.3	2.1	4.7	1.6	1.2	55.5	40.7	88.8	94.2	76.3	
	2	7.2	2.3	4.6	3.4	1.5	58.4	41.6	91.0	96.6	78.7	
	3	7.0	2.8	4.4	4.5	1.6	60.4	42.2	92.8	98.9	80.1	
Czech Republic (Pilsen)	—	—	—	—	—	0.2	5.4	44.1	42.0	86.7	51.2	[34]
Ghana (Accra)	—	—	—	—	—	0.9	59.2	5.1	297.1	17.9	27.0	[35]
Tunisia (Tunis)	—	—	—	—	—	1.1	55.2	28.6	92.1	32.4	48.2	[36]
Italy (Malagrotta)	—	—	—	—	—	0.1	53.6	10.3	25.6	16.8	6.3	[37]
Poland (Lubna)	—	—	—	—	—	0.3	21.0	2.1	11.0	4.5	2.7	[38]
Spain (Getafe-Madrid)	—	—	—	—	—	—	16.9	6.4	73.9	1.5	13.5	[39]
Morocco (Ahfir-Saidia)	—	—	—	—	—	—	61.8	47.2	68.1	51.5	—	[40]
Nigeria (Port Harcourt)	—	—	—	—	—	1.3	12.4	—	84.2	—	46.2	[41]

EC value ($2.84 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) recorded in the lowest stratum (S_3) of the landfill could be explained by the input of various salts and minerals by the MSW and by organic matter decomposition that occurs in this waste [19].

The measurements of total limestone were compared to the limestone standard values reported by Baize [14].

The average limestone contents recorded for the soils of the four strata were less than 5%, which is indicative of their light calcareous character. This could also explain their neutral character. According to Ghorbel-Abid and Trabelsi-Ayadi [23], the more the soil is calcareous, the more it is alkaline. Besides, the humid climate of the region under study favours the soluble salts washed by percolation of rainwaters.

The clay percentage of 40% observed in the landfill soil under study implies that the limestone content is low because based on the threshold of 40%, the clay content is inversely related to limestone content.

With respect to organic matters (OM) measurements, the latter were used to designate the landfill soil according to the standards reported by Soltner [24].

According to these standards, the OM contents observed in S_0 (on the upside of the landfill) and S_1 (1.73 and 1.60%, respectively) are low. This could be due to the accentuated slope of S_0 strata (Figure 1), which seems to favour the flow of waste towards the bottom of the landfill under the effect of gravity. In Algeria, with the exception of forest soils, the OM contents in the northern soils of the country do not exceed 2%, while these contents are often less than 0.1% in Saharan soils [25].

Besides, the OM contents recorded for the lowest strata of the landfill (S_2 and S_3 , 3.36 and 4.53%, respectively) exceed the threshold value of 2%. These high contents could be explained by the accumulation of the MSW, which is a source of big amounts of organic matters (69.38%) (Figure 4) resulting from the decomposition process and the composting of organic waste (animals and plants) [22].

Regarding heavy metal measurements in the landfill soil, the contents of the six heavy metals under consideration (Cd, Pb, Ni, Zn, Cr, and Cu) are less than the limit contents established by AFNOR NFU 44-041, which are 2, 100, 50, 300, 150, and $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ dry soil, for Cd, Pb, Ni, Zn, Cr,

and Cu, respectively. However, this observation indicates that our landfill is considerably contaminated with heavy metals, which have measurable concentrations near recommended cut-off values.

Others published studies have reported the same observation in some other soils (Table 3). However, there is a great discrepancy in heavy metal concentrations found in the landfills of the different countries under comparison, which could be due to the differences in spatiotemporal characteristics between these landfills and in quantitative characteristics between the solid wastes they contain. For comparison, Cu was the highest ($80.1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) among all metals in Algeria (current study), while Zn was the highest in Ghana, Tunisia, Spain, Morocco, and Nigeria, with 297.1, 92.1, 73.9, 68.1, and $84.2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectively, and the highest level of metals in Czech Republic was shown by Cr ($86.7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). The highest metal concentration found in Italy and Poland was Pb ($53.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $21 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectively).

On the contrary, the estimated levels of all metals were found significantly different from stratum to stratum ($p < 0.05$), and the order was as follows: $S_0 < S_1 < S_2 < S_3$. This is due to household waste heap in the lower part of the landfill (S_2 and S_3). Indeed, the main sources of heavy metals in household waste are hazardous materials such as batteries, paints, and inks. [15]; however, the concentrations of heavy metals are lower in household waste than in industrial waste [44]. Also, the uneven slope and the wet climate of our landfill promote drainage and leaching of heavy metals by rainwater explaining the lower percentages.

The presence of heavy metals in stratum S_0 is due to its location, overlooking the National Road Number 15 (NR15), i.e., in front of the landfill. This exposes the stratum to atmospheric falls attributed to open-air burning of waste.

Quaghebeur et al. [45] reported that most heavy metals present in soils polluted by household waste can be eliminated by runoff, drain out, and infiltration.

4. Conclusion

For the present study, an attempt has been made in assessing the impact of Municipal Solid Waste (MSW) on some

physicochemical properties of Ain-El-Hammam municipality landfill soil taken as a model. The results revealed that the pollution brought by the MSW caused significant changes in some of the physicochemical characteristics of the soil under study. Also, the rough slope as well as the humid climate of our station favours the drainage and the leaching of heavy metals by rainwater which explains their low percentage. They have entrained a high content in the ground's organic material (4.35%) and a content augmentation in heavy metals (Cu, Zn, Cd, Pb, Ni, and Cr) that represent quantifiable and considerable quantities close to threshold values recommended by showing a significant growth following this gradient: ($S_0 < S_1 < S_2 < S_3$) but not reaching the pollution threshold fixed by the standards AFNOR NFU 44-041. The findings obtained in this study should draw the attention of public officials on the necessity of keeping watch over wastes input, which will probably increase in the future due to growing population, and to start treating and recycling the wastes instead of discharging them into the environment.

Data Availability

The data used to support the findings of this study are included within the article.

Conflicts of Interest

The authors declare that there are no conflicts of interest regarding the publication of this paper.

References

- [1] T. V. Ramachandra, H. A. Bharath, G. Kulkarni, and S. S. Han, "Municipal solid waste: generation, composition and GHG emissions in Bangalore, India," *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 82, pp. 1122–1136, 2018.
- [2] T. Karak, R. M. Bhagat, and P. Bhattacharyya, "Municipal solid waste generation, composition and management: the world scenario," *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 42, no. 15, pp. 1509–1630, 2012.
- [3] J. Pastor and A. J. Hernández, "Heavy metals, salts and organic residues in old solid urban waste landfills and surface waters in their discharge areas: determinants for restoring their impact," *Journal of Environmental Management*, vol. 95, pp. S42–S49, 2012.
- [4] B. Breza-Boruta, J. Lemanowicz, and A. Bartkowiak, "Variation in biological and physicochemical parameters of the soil affected by uncontrolled landfill sites," *Environmental Earth Sciences*, vol. 75, no. 3, pp. 201–213, 2016.
- [5] P. Aronsson, T. Dahlin, and I. Dimitriou, "Treatment of landfill leachate by irrigation of willow coppice—plant response and treatment efficiency," *Environmental Pollution*, vol. 158, no. 3, pp. 795–804, 2010.
- [6] R. Mohee and N. Soobhany, "Comparison of heavy metals content in compost against vermicompost of organic solid waste: past and present," *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 92, pp. 206–213, 2014.
- [7] L. Deng, Y. Liu, D. Zheng et al., "Application and development of biogas technology for the treatment of waste in China," *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 70, pp. 845–851, 2017.
- [8] O. Youb, A. Youb, and H. Bouabdessalem, "Municipal waste management in the Algerian high plateaus," *Energy Procedia*, vol. 50, pp. 662–669, 2014.
- [9] Y. Zhao, X. Xu, K. Tian, B. Huang, and N. Hai, "Comparison of sampling schemes for the spatial prediction of soil organic matter in a typical black soil region in China," *Environmental Earth Sciences*, vol. 75, no. 1, pp. 4–17, 2016.
- [10] F. Bagnouls and H. Gaussen, "Dry season and xerothermic index," *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse*, vol. 88, pp. 193–239, 1953, in French.
- [11] N. Benabadi and M. Bouazza, "A contribute information to a bioclimatic study of a steppe of *Artemisia herba-alba* Asso. in Oran (Western Algeria)," *Sécheresse*, vol. 11, pp. 117–123, 2000, in French.
- [12] J. De Montgolfier, "The mediterranean woodlands and their management," *Forêt méditerranéenne*, vol. 2, pp. 161–168, 1985, in French.
- [13] P. W. Hadley and R. M. Sedman, "A health-based approach for sampling shallow soils at hazardous waste sites using the AALsoil contact criterion," *Environmental Health Perspectives*, vol. 84, pp. 203–207, 1990.
- [14] D. Baize, *Current Pedology Analysis Guide*, INRA, Paris, France, 2000, in French.
- [15] C. Mathieu and F. Pieltain, *Chemical Analysis of Soils: Selected Methods*, 2003, in French.
- [16] H. Chamayou and J. P. Legros, *The Physical, Chemical and Mineralogical Basis of Soil Science*, in French, Agence de Coopération Culturelle et Technique, Paris, France, 1989.
- [17] C. Mathieu and F. Pieltain, *Physical Analysis of Soils: Selected Methods*, Tec and Doc, Paris, France, 1998, in French.
- [18] I. Igbinomwanhia, A. L. Obonor, and Y. P. Olisa, "Characterization of domestic solid waste for the determination of waste management option in Amassoma, Bayelsa State, Nigeria," *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, vol. 18, no. 2, p. 211, 2014.
- [19] A. S. Oberlin, "Resource recovery potential: a case study of household waste in Kinondoni municipality, Dar es Salaam," *Tanzania Journal of Natural and Applied Science*, vol. 4, pp. 563–574, 2013.
- [20] M. Aljaradin and K. M. Persson, "Environmental impact of municipal solid waste landfills in semi-arid climates—case study—Jordan," *Open Waste Management Journal*, vol. 5, no. 1, pp. 28–39, 2012.
- [21] M. R. Norbaizura and T. Fujiwara, "Characterization of household solid waste in Iskandar Malaysia and its suitability for alternative waste handling methods," *Journal of Japan Society of Civil Engineers, Ser. G (Environmental Research)*, vol. 69, no. 5, pp. 209–216, 2013.
- [22] M. B. Dangi, M. A. Urynowicz, S. Belbase, and S. Belbaseb, "Characterization, generation, and management of household solid waste in Tulsipur, Nepal," *Habitat International*, vol. 40, pp. 65–72, 2013.
- [23] S. Lianghu, H. Sheng, N. Dongjie, C. Xiaoli, N. Yongfeng, and Z. Youcai, "Municipal solid waste management in China," in *Municipal Solid Waste Management in Asia and the Pacific Islands: Environmental Science and Engineering*, A. Pariatamby and M. Tanaka, Eds., Springer-Verlag, Singapore, 2014.
- [24] M. D. Bovea, V. Ibáñez-Forés, A. Gallardo, and F. J. Colomer-Mendoza, "Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study," *Waste Management*, vol. 30, no. 11, pp. 2383–2395, 2010.
- [25] N. Couto, V. Silva, E. Monteiro et al., "Numerical and experimental analysis of municipal solid wastes gasification

- process," *Applied Thermal Engineering*, vol. 78, pp. 185–195, 2015.
- [26] G. Denafas, T. Ruzgas, D. Martuzevičius et al., "Seasonal variation of municipal solid waste generation and composition in four East European cities," *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 89, pp. 22–30, 2014.
- [27] M. Asase, E. K. Yanful, M. Mensah, J. Stanford, and S. Amponsah, "Comparison of municipal solid waste management systems in Canada and Ghana: a case study of the cities of London, Ontario, and Kumasi, Ghana," *Waste Management*, vol. 29, no. 10, pp. 2779–2786, 2009.
- [28] K. R. Reddy, H. Hettiarachchi, N. S. Parakalla, J. Gangathulasi, and J. E. Bogner, "Geotechnical properties of fresh municipal solid waste at Orchard Hills Landfill, USA," *Waste Management*, vol. 29, no. 2, pp. 952–959, 2009.
- [29] P. Taboada-González, Q. Aguilar-Virgen, S. Ojeda-Benítez, and S. Cruz-Sotelo, "Application of analytic hierarchy process in a waste treatment technology assessment in Mexico," *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 186, no. 9, pp. 5777–5795, 2014.
- [30] M. N. Carré and M. P. Negrão, "Les déchets et l'aménagement des territoires de Buenos Aires et Rio de Janeiro," *Espaces et Sociétés*, vol. 160–161, no. 1, p. 17, 2015, in French.
- [31] M. Montagnana, V. Lemea, M. H. Rocha et al., "Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil," *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 87, pp. 8–20, 2014.
- [32] M. Zumar and A. Bundhoo, "Solid waste management in least developed countries: current status and challenges faced," *Journal of Material Cycles and Waste Management*, vol. 20, pp. 1867–1877, 2018.
- [33] C. Reynolds, A. Geschke, J. Piantadosi, and J. Boland, "Estimating industrial solid waste and municipal solid waste data at high resolution using economic accounts: an input-output approach with Australian case study," *Journal of Material Cycles and Waste Management*, vol. 18, no. 4, pp. 677–686, 2015.
- [34] D. Adamcová, M. D. Vaverková, S. Bartoň, Z. Havlíček, and E. Broušková, "Soil contamination in landfills: a case study of a landfill in Czech Republic," *Solid Earth*, vol. 7, no. 1, pp. 239–247, 2016.
- [35] K. Agyarko, E. Darteh, and B. Berlinger, "Metal levels in some refuse dump soils and plants in Ghana," *Plant, Soil and Environment*, vol. 56, no. 5, pp. 244–251, 2010.
- [36] F. Ayari, H. Hamdi, N. Jedidi, N. Gharbi, and R. Kossai, "Heavy metal distribution in soil and plant in municipal solid waste compost amended plots," *International Journal of Environmental Science & Technology*, vol. 7, no. 3, pp. 465–472, 2010.
- [37] M. Barbieri, G. Sappa, S. Vitale, B. Parisse, and M. Battistel, "Soil control of trace metals concentrations in landfills: a case study of the largest landfill in Europe, Malagrotta, Rome," *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 143, pp. 146–154, 2014.
- [38] B. Gworek, W. Dmuchowski, E. Koda et al., "Impact of the municipal solid waste Łubna landfill on environmental pollution by heavy metals," *Water*, vol. 8, no. 10, p. 470, 2016.
- [39] A. J. Hernández, C. Bartolomé, M. I. Pérez-Leblic, J. Rodríguez, J. Álvarez, and J. Pastor, "Ecotoxicological diagnosis of a sealed municipal landfill," *Journal of Environmental Management*, vol. 95, pp. S50–S54, 2012.
- [40] D. Ogbonna, B. Kii, and P. Youdeowei, "Some physico-chemical and Heavy metal levels in soils of waste dumpsites in Port Harcourt Municipality and Environs," *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, vol. 13, no. 4, pp. 65–70, 2009.
- [41] F. Nhari, M. Sbaa, J. L. Vassel, M. Fekhaoui, and M. El Morhit, "Soil contamination of the landfill uncontrolled by heavy metals: case of the landfill of Ahfir-Saidia (Eastern Morocco)," *Journal of Materials and Environmental Science*, vol. 5, no. 5, pp. 1477–1484, 2014.
- [42] E. A. Oluyemi, G. Feuyit, J. A. O. Oyekunle, and A. O. Ogunfowokan, "Seasonal variations in heavy metal concentrations in soil and some selected crops at a landfill in Nigeria," *African Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 2, pp. 89–96, 2008.
- [43] M. I. Yahaya, S. Mohammad, and B. K. Abdullahi, "Seasonal variations of heavy metals concentration in abattoir dumping site soil in Nigeria," *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, vol. 13, pp. 9–13, 2009.
- [44] S. Kanmani and R. Gandhimathi, "Assessment of heavy metal contamination in soil due to leachate migration from an open dumping site," *Applied Water Science*, vol. 3, no. 1, pp. 193–205, 2012.
- [45] M. Quaghebeur, B. Laenen, D. Geysen et al., "Characterization of landfilled materials: screening of the enhanced landfill mining potential," *Journal of Cleaner Production*, vol. 55, pp. 72–83, 2013.

Résumé :

L'objectif de notre recherche est d'évaluer l'effet des variations saisonnières sur les caractéristiques physiques des Déchets Solides Municipaux et d'examiner leur impact sur certaines propriétés physicochimiques et microbiologiques du sol au niveau de deux stations d'études (Timizart et Ain-El-Hammam) différentes par certains paramètres écologiques. Sur le plan de la caractérisation physique des (DSM), nous avons recensé une stabilité annuelle de la prédominance des déchets organiques au niveau des deux stations et des fluctuations saisonnières de la fraction recyclable suivant un gradient croissant : Hiver < Automne < Printemps < Eté ainsi que de très faibles quantités de déchets spéciaux. Sur le plan physicochimique du sol, nous avons constaté au niveau des strates les plus basses des deux décharges caractérisées par une concentration plus élevée en (DSM), le passage de la texture argileuse vers la texture argilo-sableuse; une légère augmentation de la conductivité électrique du sol durant les saisons chaudes (Printemps et Eté); un pH neutre sur les quatre saisons de l'année, avec une légère diminution durant les saisons pluvieuses (Hiver et Automne) et une augmentation significative des teneurs moyennes en métaux lourds suivant un gradient croissant : (S'0 < S'1 < S'2 < S'3 à Timizart) et (S0 < S1 < S2 < S3 à Ain-El-Hammam) avec ces variations saisonnières (Eté > Printemps > Automne > Hiver); néanmoins leurs concentrations n'atteignent pas le seuil de pollution fixé par la norme AFNOR NFU 44-041. Sur le plan microbiologique, le nombre d'espèces bactériennes différentes identifiées au sein des deux stations d'études est respectivement 17 à Timizart et 16 à Ain-El-Hammam avec 7 espèces communes. En outre nous avons signalé, que les strates constitutives du centre des deux décharges présentent une richesse importante en espèces bactériennes par rapport aux strates soumises aux retombées atmosphériques et que les différentes saisons ont favorisé sélectivement l'existence et la prolifération de certaines espèces bactériennes par rapport aux autres suite à leur abondance en saisons chaudes (Printemps et Eté).

Mots clés : caractérisation physique des DSM, Déchets Solides Municipaux, décharge de Ain-El-Hammam, décharge de Timizart, métaux lourds, microbiologie du sol, physicochimie du sol, variations saisonnières.

Abstract:

The objective of our research is to evaluate the seasonal variation effects on the physical characteristics of municipal solid wastes and examine their impact on certain physicochemical and microbiological soil's properties at the level of two investigation stands (Timizart and Ain-El-Hammam) different by certain ecological parameters. Regarding the physical characterization of (MSW), we have identified an annual stability of the predominance of the organic wastes at the level of two stations and seasonal fluctuations of the recyclable fraction following an increasing gradient: Winter < Autumn < Spring < Summer, as well as low quantities of special wastes. Regarding soil physicochemical properties, we have noticed at the level of the lowest stratum of the two landfills characterized by higher concentration in (MSW), the passage from the clayey texture to the sandy clay texture; a light increase of the soil's electrical conductivity during the hot seasons (Spring and Summer); a neutral pH on the year's four seasons, with a light decrease during the rainy seasons (Winter and Autumn) and a significant increase of the average contents in heavy metals following an increasing gradient: (S'0 < S'1 < S'2 < S'3 in Timizart) and (S0 < S1 < S2 < S3 in Ain-El-Hammam) With its seasonal variations (Summer > Spring > Autumn > Winter); however their concentrations remain close to the threshold value recommended and don't reach the pollution threshold fixed by the standards AFNOR NFU 44-041. On the microbiological level, the different bacterial species' number identified in the bosom of the two investigation stations is respectively 17 in Timizart and 16 in Ain-El-Hammam with 7 common species. In addition we have observed that the centre's constituent stratum of the two landfills present an important wealth in bacterial species compared with the submitted stratum to the atmospherical fall down and that the different seasons have favored selectively the existence and the proliferation of certain bacterial species compared with the others following their abundance in hot seasons (Spring and Summer).

Key words: Municipal Solid Wastes (MSW), landfill, heavy metals, soil microbiology, soil physicochemical properties, seasonal variation, Timizart, Ain-El-Hammam, Tizi-ouzou, Algeria.

يهدف هذا البحث إلى تقييم مفعول التغيرات الموسمية (المناخية) على الخصائص الفيزيائية للنفايات الصلبة للبلديات (ن.ص.ب)، وفحص تأثيراتها على بعض الخصائص الفيزيائية، الكيميائية والمكروبيولوجية للتربة على مستوى مفرغتان (تيميزار وعين الحمام)، المختلفتين ببعض الخصائص البيئية. من حيث الخصائص الفيزيائية ل ن.ص.ب، أحصينا من جهة ثبات سنوي لغالبية النفايات العضوية على مستوى المفرغتين ومن جهة أخرى تذبذبات موسمية للنفايات القابلة للتدوير تبعا لتدرج موسمي متزايد: شتاء، خريف، ربيع، صيف، مع كمية ضعيفة من النفايات الخاصة. على المستوى الفيزيائي - الكيميائي للتربة، لاحظنا على مستوى الطبقات العميقة للمفرغتين المتميزتين بتركيز مرتفع ل ن.ص.ب، المرور من تربة طينية إلى طينية رملية، ارتفاع طفيف للناقلية الكهربائية للتربة خلال المواسم الحارة (ربيع، صيف)، معدل الحموضة معتدل نسبيا طيلة المواسم الأربعة مع انخفاض طفيف خلال المواسم الممطرة (شتاء، خريف) وارتفاع هام لمتوسط المحتويات من المعادن الثقيلة وذلك تبعا لتدرج موسمي متزايد: ($S'0 < S'1 < S'2 < S'3$ في تيميزار) و ($S0 < S1 < S2 < S3$ في عين الحمام) مع تغيرات فصلية (صيف < ربيع < خريف < شتاء)، في حين تراكيزتها تبقى قريبة من القيم المقبولة لكن لا تصل إلى عتبات التلوث المقررة حسب معايير AFNOR NFU 44-041. على المستوى الميكروبيولوجي، عدد الأنواع البكتيرية المختلفة المخصصة في المحطتان المدروستان هو: 17 في تيميزار و 16 في عين الحمام، حيث 7 أنواع منها مشتركة بينهما. إن الطبقات المكونة لمركز المفرغتان المدروستان أظهرت غنى من حيث الأنواع البكتيرية بالمقارنة مع الطبقات المعرضة للتداعيات المناخية وأن مختلف المواسم سمحت انتقائيا بوجود وتكاثر بعض الأنواع البكتيرية بالمقارنة بالأخرى نظرا لكثرتها في المواسم الحارة (ربيع وصيف).

كلمات مفاتيح : الخصائص الفيزيائية للنفايات الصلبة للبلدية (ن.ص.ب)، مفرغة عين الحمام، مفرغة تيميزار، معادن ثقيلة، ميكروبيولوجيا التربة، فيزياء-كيمياء التربة، التغيرات الموسمية.

Agzul :

Iswi n tegmi d unadi nney d aktazal n usemdu n umzaray n tsemhay yef umsekni ayarsan n wafrasen iquranen n t yiwant (AIT) d usekyed nsen yef wayen yellan deg-sent s physicochimique d microbiologique n lqaea di sin n yimukan (taysert) n tilmuda (Timizart d Σin-El-Ĥemmam) yemgaraden s kra n yimsektay isnazdayanen écologiques. Gef uyawas n tulmisin tiyaranin n (AIT) nuden yiwen n urkad deg useggas d afrasen igmananen I yellan s waṭas deg uswir n snat n teysar d ubeddel d-yettelin di tsemhayn umur aselyaltay n uḍfar n tseddarin yettnerin Tagrest < Amwan < Tafsut < Anebdu akked cwit n wafrasen imuzigen. Deg uyawas physiochimique n lqaea ihi nwala deg uswir n yizzuzal i yellan ddaw maḍi d sin n wuzzufen i d yettbanen s usizdey elayen s waṭas (AIT), aeeddi n tyara ines (udem-is) igan am talaxt ar tyara i yellan gar tin n talaxt d yijdi, cwit n tmerniwt tamesnabt tamezrurant n lqaea di tsemhay yeḥman (Tafsut d Unebdu); yiwen n pH arawsan yef ukkuḥ n tsemhay n useggas, akked cwit n usider (aktam) di tsemhay i deg yettili ugeffur (Tagrest d Umwan) d tmerniwt tanamakt n yimaṭṭafen ilemmasen n lemæaden (métaux) imazayen s uḍfar n tseddarin yettnerin : ($S'0 < S'1 < S'2 < S'3$ di Tmizar) d ($S0 < S1 < S2 < S3$ di Σin-El-Ĥemmam) akked temzaray n tsemhay (Anebdu > Tafsut > Amwan > Tagrest) ; acukan ammer nsent yeqrebyer wazal n yimedran yettwasmaglen maca ur ttawḍen ara imedran n uluḥu isebḍen s tegnut AFNOR NFU 44-041. Deg uyawas microbiologique, ayen yellan di ccetla n bactérienne yemgaraden yerna yettwakazen di sin n yimukan (teysar) n tilmuda d 17 di Timizart d 16 di Σin-El-Ĥemmam akked 7 n ccetlat icerken gar-asent. Rni nesbadud d akken izzuzal i t-yebnan di sin n lemrafeq I d-yemmalen unufli axatar di ccetla bactérienne s wassay ar yizzuzal yunzen ar wayen i d-yeylin seg tegnewt yerna tsemhay yemgaraden snirfent s ufran tilin d usefrurex n kra n ccetlat bactérienne s wassay ar wayen d iḍefren ar waggat di tsemhay yeḥman (Tafsut d Unebdu).

Awalen tisura :

Amsekni ayarsan n wafrasen iquranen n tyiwant (AIT), lmerfeq n Σin El Ĥemmam, lmerfeq n Timizart, lemæaden (métaux) imazayen, microbiologique n lqaea, physicochimie n lqaea, amzaray n tsemhay.