



**HAL**  
open science

# Caractérisation chimique (minérale et organique) des lixiviats issus de la décharge des déchets à Tripoli-Liban

Ahmad Moustafa

► **To cite this version:**

Ahmad Moustafa. Caractérisation chimique (minérale et organique) des lixiviats issus de la décharge des déchets à Tripoli-Liban. Chimie organique. Université de Lille, 2021. Français. NNT : 2021LILUR008 . tel-03709597

**HAL Id: tel-03709597**

**<https://theses.hal.science/tel-03709597>**

Submitted on 30 Jun 2022

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



**THÈSE**

Présentée à

**L'Université de Lille Faculté des Sciences et Technologie**

**Ecole doctorale des Sciences de la Matière, du Rayonnement et de l'Environnement**

**Spécialité : Sciences de la terre et de l'environnement Chimie organique, minérale, industrielle**

Pour obtenir le grade de

**DOCTEUR**

Par

**Ahmad MOUSTAFA**

**Caractérisation chimique (minérale et organique) des lixiviats issus de la décharge  
des déchets à Tripoli-Liban**

Thèse soutenue publiquement le **07 Janvier 2021**

**Membre du Jury**

<b>M. Ulrich MASCHKE</b> , Directeur de Recherche CNRS, Université de Lille, France	Président
<b>Mme. Fatiha ABDELMALEK</b> , Professeur, Université Ibn Badis, Mostaganem, Algérie	Rapporteuse
<b>Mme. Valérie MESNAGE</b> , Maître de conférences HDR, Université de Rouen, France	Rapporteuse
<b>M. Dominique SALAMEH</b> , Professeur, Université Saint Joseph, Liban	Examinateur
<b>Mme. Yao LIU</b> , Chargée de Recherche HDR, Université Gustave Eiffel, France	Examinatrice
<b>Mme. Sopheak NET-DAVID</b> , Maître de conférences HDR, Université de Lille, France	Directrice
<b>M. Baghdad OUDDANE</b> , Professeur, Université de Lille, France	Co-Directeur
<b>Mme. Mariam HAMZEH</b> , Maître de conférences, Université Libanaise, Liban	Encadrante
<b>M. Jalal HALWANI</b> , Professeur, Université Libanaise, Liban	Invité



## **Je dédie ce travail...**

A mes parents pour leur amour ...

A ma fiancée, mes frères et sœurs pour leur soutien...

A mes chers ami(e)s pour leur encouragement ...

A mes professeurs pour leur patience et de leur confiance ...

A tous ceux qui m'aiment...

Je n'aurais pas abouti à ce stade d'étude sans eux.

Que Dieu puisse m'aider à les honorer et les servir.

## Remerciements

Ce travail de thèse a été réalisé en codirection entre l'Université de Lille au sein du Laboratoire de Spectroscopie pour les Interactions, la Réactivité et l'Environnement. (LASIRE) - UMR CNRS 8516, équipe Physico-Chimie de l'Environnement, et l'Université Libanaise, Ecole Doctorale de Sciences et Technologies (EDST-UL), centre AZM pour la recherche en biotechnologie et ses applications (CARBA), au sein du laboratoire de Biotechnologie Appliquée, Biomolécules, Biothérapies et Bioprocédés (LBA3B). Une partie des travaux a été menée à la faculté de santé publique section III de l'UL, au sein du Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement (LSEE).

J'ai le plaisir d'adresser tout d'abord mes sincères remerciements à mes directeurs de thèse, Dr Sopheak NET et Pr Baghdad OUDDANE à l'université de Lille et Dr Mariam HAMZEH Enseignant à l'UL, et membre du laboratoire LSEE pour la co-direction de ce travail tout au long de la période de la thèse au Liban. Je les remercie notamment pour leurs aides scientifiques, leurs conseils et leurs grandes disponibilités, ainsi que les qualités humaines qui m'ont beaucoup appris.

Je tiens à exprimer ma très grande reconnaissance à l'ensemble des membres de jury de ma thèse: Pr Fatiha ABEDLMALEK et Dr Valérie MESNAGE pour avoir accepté de juger ce travail et d'en être les rapporteurs ainsi que Pr Dominique SALAMEH et Dr Ulrich MASCHKE qui ont accepté de l'examiner, de même que pour Pr Jalal HALWANI qu'a accepté de participer à ce travail. Je tiens également à leur exprimer toute ma gratitude pour l'attention qu'ils ont portée à ce travail malgré leurs emplois de temps très chargés.

Je voudrais remercier Pr Fawaz AL OMAR, Doyen de l'EDST-UL, Pr Mohamad KHALIL, directeur du CABRA, et Pr Hiba MAWLAWI, directrice du LBA3B, pour leur accueil au sein du centre AZM et leur patience durant les années de la thèse. J'adresse ma profonde gratitude à Pr Moamen BAROUDI, chef de département Santé et Environnement à l'UL, qui s'est toujours soucié du parcours de ma thèse et a toujours été mon principal soutien. Je le remercie en particulier pour sa grande disponibilité, ses grandes qualités scientifiques et son soutien inconditionnel. Cette thèse n'aurait pu voir le jour sans son enthousiasme et sa grande confiance.

Je remercie très sincèrement toute la famille du LASIRE, le directeur Hervé VEZIN et le Pr Gabriel BILLON, Responsable de l'Equipe Physico-chimie de l'Environnement pour l'accueil au laboratoire, pour leur soutien scientifique et pour leur aide d'assurer les meilleures conditions de travail. Ainsi que les autres personnes du laboratoire particulièrement Pr Wartel, Catherine, David, Christine, Justine, et Ludovic, j'ai eu la chance de vous connaître et de passer avec vous de très bons moments. Parmi ces remerciements, j'ai une pensée particulière au mes collègues Chaza, Rayane, Wissam, Malaké, Bouchra, Salma, Rachad LAMRINI et Rachad AL HAJ.

J'ai une pensée particulière pour mes collègues au LBA3B : Rayan, Hanine, Mireille, Maryan, Kawsar, Samar, Halima, Salma et toute la famille du centre AZM pour leur support et pour l'ambiance chaleureuse ainsi que mes collègues doctorantes Maya, Rim, Sara, Khoder, Jinane, Perla, Sandy, Maria, Bariaa, et Katia. Au cours de cette thèse, j'ai par ailleurs été amené à effectuer plusieurs analyses au LSEE de l'UL ; Je remercie vivement toutes les personnes du laboratoire surtout Nadia, Hiba, et Imane.

Je souhaite adresser mes remerciements les plus sincères aux mes beaux-parents Youssef et Abir pour leur encouragement. Pour ma fiancée Halima, il n'y a pas de mots qui peuvent décrire ma gratitude, merci d'être toujours à mes côtés. Je voudrais associer à ces remerciements toute ma grande famille mes tantes Fatima, et Najwa et mes oncles Mouhamad, Ahmad, Moustafa, Mahmoud, Ali, Mounzer et Hatem et leurs familles, qui m'ont beaucoup soutenu. Je tiens à remercier mes amis particulièrement Diab, Abdallah, Hasan et Souhayb pour leur aide et leur soutien inconditionné.

Enfin, **Un GRAND MERCI** à mes parents, Khaled et Sabrieh, qui ont œuvré pour ma réussite, tous les sacrifices consentis et ses précieux conseils et qui ont assisté dans ces moments difficiles, vous êtes l'étoile de ma vie qui fait briller mes jours les plus sombres, également je tiens à remercier sincèrement ma sœur Fatima, mes frères Mohamad, Ali, Assi et Abed Al Wahab, pour leur soutien et leur contribution pendant toutes les années de mes études et de thèse.

**MERCI A VOUS TOUS**

# Sommaire

<b>REMERCIEMENTS</b> .....	<b>IV</b>
<b>RESUME</b> .....	<b>9</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>10</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>11</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>13</b>
<b>LISTE DES SIGLES ET DES ABREVIATIONS</b> .....	<b>14</b>
<b>INTRODUCTION</b> .....	<b>21</b>
<b>I-ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE</b> .....	<b>24</b>
<b>I.1. DECHETS</b> .....	<b>25</b>
I.1.1 DÉFINITION .....	25
I.1.2 DIFFÉRENT TYPES DES DÉCHETS.....	25
I.1.3 DIFFÉRENT TYPES DES DÉCHETS AU LIBAN .....	26
I.1.4 PRODUCTION, COMPOSITION ET VOIE D'ÉLIMINATION DES DÉCHETS À L'ÉCHELLE MONDIALE ET AU LIBAN .....	26
<b>I.2 DECHARGE</b> .....	<b>28</b>
I.2.1 DÉFINITION D'UNE DÉCHARGE .....	28
I.2.2 CLASSIFICATION DES DÉCHARGES D'ORDURES MÉNAGÈRES .....	28
I.2.3 DÉCHARGES AU LIBAN .....	29
I.2.4 ÉVOLUTION DES DÉCHETS DANS UNE DÉCHARGE.....	29
I.2.4.1 <i>Dégradation aérobie: Phase I</i> .....	29
I.2.4.2 <i>Dégradation anaérobie: phase II à IV</i> .....	30
I.2.5 <i>Facteurs affectant la dégradation des déchets</i> .....	31
I.2.5.1 Configuration du site .....	31
I.2.5.2 Caractéristiques des déchets.....	31
I.2.5.3 Humidité.....	31
I.2.5.4 Température.....	31
I.2.5.5 Oxygène.....	32
I.2.5.6 pH .....	32
<b>I.3 LIXIVIATS</b> .....	<b>32</b>
I.3.1 LES LIXIVIATS DE DÉCHARGE .....	32
I.3.2 FACTEURS AFFECTANT LA PRODUCTION ET LA QUALITÉ DES LIXIVIATS .....	33
I.3.3 LES POLLUANTS PRÉSENTS DANS LES LIXIVIATS.....	34
I.3.3.1 <i>Les éléments traces métallique</i> .....	34
I.3.3.2 <i>Les polluants organique persistants</i> .....	35
I.3.3.2.1 Les hydrocarbures aromatiques polycycliques.....	35
I.3.3.2.2 Les polychlorobiphényles .....	36
I.3.3.2.3 Les phtalates.....	36
I.3.3.2.4 Les phénols et ses dérivés .....	37
I.3.3.2.5 Les résidus de médicaments.....	37
I.3.4 CLASSIFICATION DES LIXIVIATS .....	37

I.3.5 EFFET DU LIXIVIAT SUR L'ENVIRONNEMENT ET L'HOMME. ....	38
I.3.6 TECHNIQUE DE TRAITEMENT DES LIXIVIAT .....	39
<i>I.3.6.1 Technique traditionnelle</i> .....	39
I.3.6.1.1 Les méthodes biologiques .....	39
I.3.6.1.2 Les méthodes physico-chimiques .....	40
<i>I.3.6.2 Techniques récentes</i> .....	40
<b>II-MATERIELS ET METHODES</b> .....	<b>42</b>
<b>II.1 PRODUITS CHIMIQUES ET MATERIAUX</b> .....	<b>43</b>
<b>II.2 ZONE D'ETUDE</b> .....	<b>43</b>
<b>II.3 DECHARGE DE TRIPOLI</b> .....	<b>43</b>
<b>II.4 CARACTERISTIQUES GEOLOGIQUES ET CLIMATIQUES DU SITE DE DECHARGE</b> .....	<b>48</b>
<b>II.5 ETAT DE LIEU DE LA DECHARGE</b> .....	<b>49</b>
<b>II.6 RESSOURCES EN EAU DANS LA ZONE D'ETUDE</b> .....	<b>50</b>
II.6.1 RIVIÈRE ABOU ALI .....	50
II.6.2 EAU SOUTERRAINE .....	51
II.7 STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE .....	51
II.8 MÉTHODES D'ANALYSES .....	53
<i>II.8.1 Paramètres physique</i> .....	53
<i>II.8.2 Paramètres chimiques</i> .....	54
II.8.2.1 Paramètres inorganiques .....	54
II.8.2.2 Paramètres organique classique .....	55
II.8.2.3 Composés organiques xénobiotiques .....	55
<b>III-RÉSULTATS ET DISCUSSION</b> .....	<b>62</b>
<b>III.I VARIATOIN SAISONNIÈRE DE LA QUALITÉ DE LIXIVIAT DE LA DÉCHARGE DES DÉCHETS SOLIDES MUNICIPAUX DE TRIPOLI (LIBAN)</b> .....	<b>63</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>64</b>
<b>III.I.1. INTRODUCTION</b> .....	<b>65</b>
<b>III.I.2. MATERIELS ET MÉTHODES</b> .....	<b>66</b>
<b>III.I.2.1 CARACTERISATION DE LA ZONE DE DECHARGE.</b> .....	66
<b>III.I.2.2 COLLECTION ET MANIPULATION DE LIXIVIAT.</b> .....	68
<b>III.I.2.3 ANALYSE PHYSICOCHIMIQUE.</b> .....	69
<b>III.I.2.4 DETERMINATION DES METAUX CONTENANT DANS LES LIXIVIATS.</b> .....	69
<b>III.I.2.5 INDICE DE POLLUTION PAR LE LIXIVIAT</b> .....	69
<b>III.I.3. RÉSULTATS ET DISCUSSION</b> .....	<b>70</b>
<b>III.I.3.1 CARACTERIZATION DES LIXIVIATS</b> .....	70
<i>III.I.3.1.1 Débit, Couleur, et Odeur</i> .....	71
<i>III.I.3.1.2 Potentiel d'Oxido-réduction (ORP)</i> .....	71
<i>III.I.3.1.3 Turbidité</i> .....	72
<i>III.I.3.1.4 Matière en suspension et Matière volatile en suspension</i> .....	72
<i>III.I.3.1.5 Conductivité Electrique</i> .....	72
<i>III.I.3.1.6 Sels dissous totaux (TDS) et salinité</i> .....	73
<i>III.I.3.1.7 pH</i> .....	73

III.I.3.1.8 Azote dans les lixiviats.....	73
III.I.3.1.9 Orthophosphates et phosphore total.....	74
III.I.3.1.10 Sulphate .....	75
III.I.3.1.11 Ion Chlorure .....	76
III.I.3.1.12 Alcalinité.....	76
III.I.3.1.13 Demande Chimique en Oxygène.....	77
III.I.3.1.14 Demande Biologique en Oxygène.....	78
III.I.3.1.15 DCO/DBO Ratio.....	78
III.I.3.1.16 Élément Traces Métalliques.....	79
<b>III.I.3.2 FLUX ET SOURCES POTENTIELLES VERS LA RIVIÈRE ABOU ALI ET LA MER MÉDITERRANÉE .....</b>	<b>81</b>
<b>III.I.3.3 INDICE DE POLLUTION PAR LE LIXIVIAT (LPI) .....</b>	<b>83</b>
<b>III.I.3.4 CONDITIONS CLIMATIQUE ET EFFET SAISONIAIRE .....</b>	<b>83</b>
III.I.3.4.1 Débit de lixiviat .....	84
III.I.3.4.2 CE, TDS, ET Salinité .....	86
III.I.3.4.3 Ion chlorure .....	86
III.I.3.4.4 Sulfate .....	86
III.I.3.4.5 Demande Chimique en Oxygène et Demande Biologique en Oxygène.....	86
III.I.3.4.6 Azote, Orthophosphates et phosphore total .....	86
III.I.3.4.7 pH .....	87
III.I.3.4.8 Élément Traces Métalliques.....	87
<b>CONCLUSIONS .....</b>	<b>88</b>
<b>III.II LES COMPOSÉS ORGANIQUES XÉNOBIOTIQUES DANS LE LIXIVIAT DE LA DÉCHARGE MUNICIPALE DE TRIPOLI-LIBAN ET LEURS FLUX VERS LA RIVIÈRE ABOU ALI ET LA MER MÉDITERRANÉE.....</b>	<b>89</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>90</b>
<b>III.II.1 INTRODUCTION.....</b>	<b>91</b>
<b>III.II.2 MATERIELS ET MÉTHODES .....</b>	<b>92</b>
III.II.2.1 PRODUIT CHIMIQUE ET MATERIAUX.....	92
III.II.2.2 ZONE D'ÉTUDE .....	92
III.II.2.3 COLLECTION DES ÉCHANTILLONS .....	93
III.II.2.4 EXTRACTION DES ÉCHANTILLONS .....	94
III.II.2.5 ANALYSE PAR GC-MS .....	94
III.II.2.6 ANALYSE QUANTITATIVE ET CONTROLE DE QUALITÉ.....	94
<b>III.II.3 RÉSULTATS ET DISCUSSION .....</b>	<b>95</b>
III.II.3.1 CONCENTRATION ET PROFILE DE COMPOSITION DES HAP.....	95
III.II.3.1.1 Distribution de la source des HAP .....	97
III.II.3.2 CONCENTRATION ET PROFILE DE COMPOSITION DES PCB .....	98
III.II.3.3 CONCENTRATION ET PROFILE DE COMPOSITION DES PAE .....	102
III.II.3.4 CONCENTRATIONS ET PROFILE DE COMPOSITION DES PHÉNOLS ET CES DERIVÉS.....	104
III.II.4 FLUXE ET SOURCES POTENTIELLES VERS LA RIVIÈRE ABOU ALI ET LA MER MEDITERRANÉE .....	106
<b>CONCLUSIONS .....</b>	<b>107</b>
<b>CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES .....</b>	<b>108</b>
<b>RÉFÉRENCES.....</b>	<b>111</b>

## Résumé

La production mondiale de déchets augmente d'une façon rapide, elle engendre une source de menace pour les organismes vivants, la santé humaine et l'environnement. Dans les pays du tiers monde comme le Liban, la majorité des déchets produits sont éliminées dans des décharges mal contrôlées. Les déchets sont soumis à des processus de dégradation aboutissant à la libération de nombreuses substances toxiques principalement les lixiviats, chargés en polluants, ils constituent une source importante de la pollution de l'environnement. Au Liban les déchets sont éliminés dans des décharges non contrôlées sans aucun tri préalable. La décharge de Tripoli est l'une des plus grandes au Liban, ses lixiviats sont rejetés dans l'environnement aquatique sans aucun traitement. Notre travail de recherche a pour objectif d'étudier les caractéristiques physico-chimiques ; la variation temporelle et saisonnière de la qualité des lixiviats issue de la décharge, et d'estimer le risque sur la zone d'étude. Afin de répondre à ces objectifs plusieurs campagnes d'échantillonnages ont été effectuées couvrant les périodes estivales et hivernales, ainsi que les cellules anciennes et nouvelles du corps de la décharge. La variation des 100 paramètres de qualité des lixiviats à savoir des composants organiques dissous; des macros polluants inorganiques; des éléments traces métalliques et des composés organiques xénobiotiques ont été suivis. Les analyses de la qualité des lixiviats ont montré une grande variation entre les deux unités de la décharge. La teneur de la majorité des polluants (organiques et minéraux) détectés dans la nouvelle unité de décharge est beaucoup plus importante à celle trouvée dans l'ancienne unité. Cela indique l'état hétérogène du corps de la décharge et l'influence de l'âge sur la qualité des lixiviats. La quantité et la qualité du lixiviat sont fortement corrélées aux conditions climatiques et cela dépend du polluant étudié, ce qui reflète la complexité d'effet saisonnier sur la qualité du lixiviat de la décharge de Tripoli. Des valeurs élevées des LPI (indice de pollution par le lixiviat) et du flux annuel des polluants (organiques et minéraux) ont été trouvées, ce qui montre la toxicité élevée des lixiviats ainsi que la pollution occasionnelle des différents compartiments de l'environnement aquatique voisin (Fleuve Abou Ali et Mer Méditerranée).

Les résultats obtenus dans cette étude donnent une image claire sur la qualité de lixiviat de la décharge, ils serviront à la mise en place des actions correctives et préventives de la situation dangereuse de la décharge et à attirer l'attention des responsables locaux et nationaux pour limiter le danger et de se diriger vers une bonne gestion des lixiviats rejetés par la mise en place d'un système de traitement spécifique des lixiviats.

**Mots clés:** Lixiviat de décharge, déchets solides, analyse physico-chimique, contaminants chimiques, indice de pollution, flux annuel.

## Abstract

The global production of waste is increasing rapidly, posing a source of threat to living beings, human health and the environment. Most of the waste produced is disposed of in poorly controlled landfills, especially in third world countries such as Lebanon. The waste is subjected to degradation processes resulting in the release of many toxic substances mainly leachate which is loaded with pollutants constituting a major source of environmental pollution. In Lebanon, waste is disposed of in uncontrolled landfills without any prior sorting. The Tripoli landfill is one of the most dangerous landfills in Lebanon due to the disposal of leachate in the aquatic environment without any treatment.

Our research work aims to study the physico-chemical characteristics; the temporal and seasonal variation in the quality of the leachate from the Tripoli landfill in northern Lebanon, and the estimation of the probable risk of leachate in the study area. In order to meet these objectives, several sampling campaigns were carried out covering the summer and winter periods, as well as the old and new cells of the body of the landfill. The variation of the 100 leachate quality parameters, namely dissolved organic components; inorganic macro-components; metallic trace elements; and xenobiotic organic compounds were monitored according to standard methods of wastewater analysis using specific laboratory equipment. Analyzes of the leachate quality showed a large variation between the two-landfill units. The content of the majority of pollutants (organic and mineral) detected in the new landfill unit is much higher than that found in the old unit. This indicates the heterogeneous state of the landfill body and the influence of age on the quality of the leachate. The quantity and quality of the leachate is strongly correlated with climatic conditions and it depends on the pollutant studied, reflecting the complexity of the seasonal effect on the quality of the leachate from the Tripoli landfill. High values of LPI (Leachate Pollution Index) and leachate pH were found which show the age of the Tripoli landfill. High values of LPI and the annual flow of pollutants (organic and mineral) were found, which shows the high toxicity of the leachate as well as the occasional pollution of the different behaviors of the neighboring aquatic environment (Abou Ali River and Mediterranean Sea).

The results obtained in this study give a clear picture of the leachate quality of the Tripoli landfill; which will be used to set corrective and preventive actions for the hazardous situation of the landfill, and to attract the attention of local and national managers to limit the danger and move towards a good management of leachate rejected by the establishment of a specific treatment system of leachate.

**Keywords:** Landfill leachate, solid waste, physico-chemical analysis, chemical contaminants, pollution index, annual flow.

## Liste des figures

Figure 1: Composition des déchets au Liban [2].	27
Figure 2: Voie d'élimination des déchets au Liban [2][5].	28
Figure 3: Les mécanismes de la genèse des lixiviats [44].	33
Figure 4: La localisation géographique de la décharge de Tripoli.	44
Figure 5: Variation de la quantité des déchets produit à Tripoli en fonction de la saison [3].	45
Figure 6: Composition des déchets enfouis à la décharge de Tripoli [3].	46
Figure 7: Evolution de la quantité de déchet mise en décharge dans la décharge de Tripoli et son hauteur en fonction de temps [3].	47
Figure 8: Images d'évolution de la décharge de Tripoli pour les années 2000, 2013 et 2016.	48
Figure 9: Carte géologique et stratigraphie de Tripoli avec la carte d'élévation de leur bassin versant [113].	49
Figure 10: Trace et bassin versant de la rivière Abou Ali de la source de Kadisha vers l'embouchure [118].	51
Figure 11: Photos de prélèvement des échantillons du lixiviat de la décharge de Tripoli.	52
Figure 12: Les deux sites d'échantillonnages des lixiviats de la décharge de Tripoli.	53
Figure 13: A : Structures des 16 HAP étudiés dans notre travail et classés comme substances prioritaires par l'US-EPA, B : Structure générale de PCB, phtalate et bisphénol.	56
Figure 14: La procédure d'analyse des micropolluants organiques utilisée dans ce travail.	57
Figure 15: Une map montrant l'emplacement et les points déchantillonnage du lixiviat de la décharge de Tripoli.	67
Figure 16: Carte geologique et stratigraphie de Tripoli avec la carte d'élévation de leur bassin versant Kalaoun et al (2016) [136].	68
Figure 17: Concentration d'ammonium, TKN, et nitrates en mg/l dans les deux unités d'échantillonnages des lixiviats pendant la période d'étude de Septembre 2017 à Octobre 2018.	74
Figure 18: Concentration en orthophosphates et phosphore totale en mg/l dans les deux unités d'échantillonnages des lixiviats pendant la période d'étude de Septembre 2017 à Octobre 2018.	75
Figure 19: Concentration en ion chlorure et sulfate en mg/l dans les deux unités d'échantillonnages des lixiviats pendant la période d'étude de Septembre 2017 à Octobre 2018.	76
Figure 20: Concentration en alcalinité en mg/l dans les deux unités d'échantillonnages des lixiviats pendant la période d'étude de Septembre 2017 à Octobre 2018.	77
Figure 21: Valeurs des DCO et DBO en mg/l dans les deux unités d'échantillonnages des lixiviats pendant la période d'étude de Septembre 2017 à Octobre 2018.	78
Figure 22: Rapport de DCO/DBO dans les deux unités d'échantillonnages des lixiviats pendant la période d'étude de Septembre 2017 à Octobre 2018.	79
Figure 23: Les flux annual individuels rejetés de la décharge de Tripoli vers la Rivère Abou Ali et la Mer Méditerranée.	82
Figure 24: La variation des précipitations (mm/month), Température (°C), et humidité pendant la periode d'étude de Septembre 2017 à Octobre 2018.	84
Figure 25: Points d'échantillonnages des lixiviats.	93
Figure 26: Profile de composition des HAP dans les lixiviats de l'unité A et l'unité B de Septembre-2017 à Septembre-2018 en µg/l.	97
Figure 27: Tracé croisé des Ant/Ant + Phe contre BaA/BaA + Ch for pour les échantillons des lixiviats pendant la periode d'étude de Septembre 2017 à Octobre 2018.	98

Figure 28: Profil de composition des PCB dans les lixiviats de l'unité A et l'unité B de Septembre-2017 à Septembre-2018 en $\mu\text{g/l}$ .....	101
Figure 29: Profil de composition des PAE dans les lixiviats de l'unité A et l'unité B de Septembre-2017 à Septembre-2018 en $\mu\text{g/l}$ .....	103
Figure 30: Profil de composition des composés phénoliques dans les lixiviats de l'unité A et l'unité B de Septembre-2017 à Septembre-2018 en $\mu\text{g/l}$ .....	105

## Liste des tableaux

<b>Tab 1:</b> Tableau comparatif des différents types de traitement traditionnel [106] .....	40
<b>Tab 2:</b> Tableau qui présente la formule chimique, ion de qualification, ions de quantification, temps de rétention et autre caractère des PCBs et HAPs concernée par cette étude.....	59
<b>Tab 3:</b> Tableau qui présente la formule chimique, ion de qualification, ions de quantification, temps de rétention des Phtalates, Bisphénols, et 4-Nonylphénol concernée par cette étude. ....	60
<b>Tab 4:</b> Valeurs des paramètres physico-chimique pour les échantillons de lixiviat des unités A et B pendant la période d'étude de Septembre 2017 à Octobre 2018. ....	71
<b>Tab 5:</b> Concentrations des métaux traces pour les échantillons des lixiviats des unités A et B pendant la période d'étude de Septembre 2017 à Octobre 2018 et leur limite de qualité environnementale de la pollution provenant d'un décharge [146].....	80
<b>Tab 6:</b> Tableau d'indices de pollution des lixiviats des unités A et B pendant la période d'étude de Septembre 2017 à Octobre 2018.....	83
<b>Tab 7:</b> Tableau de coefficient de corrélation des polluants des lixiviats selon les caractéristiques climatiques pendant la période d'étude de Septembre 2017 à Octobre 2018. ....	84
<b>Tab 8:</b> La concentration individuelle des HAP dans les lixiviats de l'unité A et l'unité B de Septembre-2017 à Septembre-2018 en µg/l. ....	96
<b>Tab 9:</b> La concentration des PCB dans les lixiviats de l'unité A et l'unité B de Septembre-2017 à Septembre-2018 en µg/l.....	100
<b>Tab 10:</b> La concentration des PAE dans les lixiviats de l'unité A et l'unité B de Septembre-2017 à Septembre-2018 en µg/l.....	104
<b>Tab 11:</b> La concentration des BP dans les lixiviats de l'unité A et l'unité B de Septembre-2017 à Septembre-2018 en µg/l.....	105

## Liste des Sigles et des Abréviations

**ACN** Acétonitrile

**A-d10** Acenaphtene-d10

**Aen** Acenaphthene

**AES** Atomic Emission Spectroscopy

**AGV** Acides gras volatils

**Ai** Air du pic d'étalon interne

**Ant** Anthracène

**Ax** Air du composé x

**Ayl** Acénaphtylène

**BaA** Benzo[a]anthracène

**BaP** Benzo[a]Pyrène

**BbF** Benzo[b]fluoranthène

**BBP** Butyl benzyl Phthalate

**BCF** Facteur de bioconcentration

**Bghi** Benzo[ghi]pérylène

**BkF** Benzo[k]fluoranthène

**BOD** Biochemical oxygen demand

**BPC** Bisphenol C

**BPDE** Benzo[a]pyrène-7,8-dihydrodiol-9,10-époxyde

**BPE** Bisphenol E

**BPF** Bisphénol F

**BPG** Bisphénol G

**CB 8** 2,4'Dichlorobiphenyl

**CB 18** 2,2,5'Trichlorobiphenyl

**CB 28** 2,4,4'Trichlorobiphenyl

**CB 44** 2,2,3,5'Tetrachlorobiphenyl

**CB 52** 2,2,5,5'Tetrachlorobiphenyl  
**CB 66** 2,3',4,4'Tetrachlorobiphenyl  
**CB 77** 3,3',4,4'Tetrachlorobiphenyl  
**CB 81** 3,4,4',5'Tetrachlorobiphenyl  
**CB 101** 2,2,4,5,5'Pentachlorobiphenyl  
**CB 105** 2,3,3,4,4Pentachlorobiphenyl  
**CB 114** 2,3',4,4',5Pentachlorobiphenyl  
**CB 118** 2',3,4,4',5Pentachlorobiphenyl  
**CB 123** 2,3,4,4,5Pentachlorobiphenyl  
**CB 126** 3,3',4,4',5Pentachlorobiphenyl  
**CB 128** 2,2,3,3,4,4Hexachlorobiphenyl  
**CB 138** 2,2,3,4,4,5Hexachlorobiphenyl  
**CB 153** 2,2',4,4',5,5'Hexachlorobiphenyl  
**CB 156** 2,3,3,4,4,5Hexachlorobiphenyl  
**CB 157** 2,3,3,4,4,5Hexachlorobiphenyl  
**CB 167** 2,3',4,4',5,5'Hexachlorobiphenyl  
**CB 169** 3,3',4,4',5,5'Hexachlorobiphenyl  
**CB 170** 2,2',3,3',4,4',5Heptachlorobiphenyl  
**CB 180** 2,2',3,4,4',5,5'Heptachlorobiphenyl  
**CB 187** 2,2,3,4,5,5,6 Heptachlorobiphenyl  
**CB 189** 2,3,3',4,4',5,5'Heptachlorobiphenyl  
**CB 195** 2,2',3,3',4,4',5,6Octachlorobiphenyl  
**CB 206** 2,2',3,3',4,4',5,5',6Nonachlorobiphenyl  
**CB 209** Décachlorobiphényl  
**CE** Conductivité électrique  
**CET** Centre d'enfouissement technique  
**Chr** Chrysène

**CH<sub>4</sub>** Méthane

**Ci** Concentration en étalon interne

**CIRC** Centre international de recherche sur le cancer

**ClO<sub>2</sub>** Chlorine dioxide

**COD** Chemical oxygen demand

**COT** Composants organiques total

**CSD** Centre de stockage des déchets

**Cx** concentration connue de la solution commerciale

**DAD** Diode Array Detector

**DASRI** Déchets d'activités de soins à risques infectieux

**DBO** Demande biochimique en oxygène

**DCE** Directive Cadre sur l'Eau

**DCM** Dichlorométhane

**DCO** Demande chimique en oxygène

**DDT** Dichlorodiphényltrichloroéthane

**DEHP** Bis-2-Ethylhexyl Phthalate

**DEP** Diethyl Phthalate

**DhA** Dibenzo[a,h]anthracene

**DIB** Déchets industriels ordinaires

**DIS** Déchets industriels spéciaux

**DMP** DimethylPhthalate

**DNBP** Di-n-butyl Phthalate

**DNOP** Di-n-octyl Phthalate

**DPP** Diphenylisophtalate

**DOC** Dissolved organic carbon

**DSM** Déchets solides municipaux

**ECD** Détecteur a capteur d'électrons

**Ech** Echantillon

***E.coli*** Escherichia coli

**E<sub>h</sub>** Potentiel redox

**EQL:** Environmental quality limit

**ETM** Éléments traces métalliques

**U.S. EPA** États-Unis de l'agence de protection de l'environnement

**F** Fraction

**FID** Détecteur à ionisation de flamme

**Flu** Fluorène

**FS** Balayage complet

**HAP** Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

**HCL** Acide chlorhydrique

**Hex** Hexane

**HMW** High Molecular Weight

**HNO<sub>3</sub>** Acide nitrique

**H<sub>2</sub>S** Hydrogen sulfide

**ICP-MS:** Inductively coupled plasma mass spectrometry

**IP** Indeno[1,2,3-cd]pyrene

**K<sub>ow</sub>** Coefficient de partage entre une phase aqueuse et une phase organique

**LMW** Low Molecular Weight

**LPI** Leachate pollution index

**Me-HAP** Méthyle HAP

**MeOH** Méthanol

**MES** Matière en suspension

**MO** Matière organique

**MSW** Municipal solid waste

**MVS** Matière volatil en suspension

**m<sup>3</sup>/d** Mètre cube par jour  
**M/Z** Masse/charge  
**MΩ·cm** Megaohm-*cm*  
**NA** Not Applicable  
**Nap** Naphtalène  
**ND** Non détecté  
**N-d10** Naphthalene-d8  
**NH<sub>4</sub>-N** Ammonia-nitrogen  
**NH<sub>4</sub><sup>+</sup>** Ions ammonium  
**NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N** Azote ammoniacal  
**Ni** Nickel  
**N M** Not measured  
**NO<sub>3</sub><sup>-</sup>** Nitrates  
**NTU** Nephelometric turbidity units  
**Oct** Octobre  
**OCN** Octachloronaphthalene  
**OMS** Organisation Mondiale pour la Santé  
**ORP** Oxidation-reduction Potential  
**PAE** Phtalate  
**PCB** Polychlorobiphényles  
**PCB-DL** PCB Dioxine Like  
**PCBi** PCB indicators  
**Per** Pérylène  
**Per-d12** Perylene-d12  
**pH** *Potentiel hydrogène*  
**Phe** Phénanthrène  
**Phe-d10** Phenanthrene-d10

**pi** Sub index score

**POP** Polluants organique persistante

**PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>** Orthophosphate

**ppb** Partie par billion

**ppm** Parties par million

**Pyr** Pyrène

**Pyr-d10** Pyrene-d10

**R** Correlation coefficient

**RSI** Risk sensitivity index

**Sal** Salinité

**SD** Standard deviation

**SIS** Selected ion storage

**SM** Spectrométrie de mass

**SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>** Sulfates

**SPE** Solid-phase extraction

**SPSS** Statistical Package for the Social Sciences

**Sweep-net** Regional Solid Waste Exchange of Information and Expertise Network in Mashreq and Maghreb countries

**TA** Total alkalinity

**Tab** Tableau

**TAC** Titre Alcalimétrique Complet

**TCN** Tetrachloronaphthalene

**TDS** Solides dissous totaux

**TID** Détecteur thermo-ionique

**TKN** Total KjeldahlNitrogen

**TN** Total nitrogen

**TSS** Total suspended solids

**UIPP** Union des industries de la protection des plantes

**UNDP** United Nations Development Programme

**US-EPA** Agence pour la Protection de l'Environnement des Etats-Unis ou US

**V** Volume

**VSS** Volatile suspended solids

**WHO** World Health Organization

**Wi** Weight of the *i*th pollutant variable

**RQS** Risk quality standard

**4-NP** 4-Nonylphenol

## Introduction

La production mondiale des déchets croît d'une façon rapide et constante, plus de 2 milliards de tonnes de déchets solides ont été produits en 2016. Dans les pays arabes, les déchets solides sont estimés à plus de 200 millions de tonnes pour l'année 2025 [1]. Au Liban, environ 2,55 millions de tonnes de déchets sont produits chaque année. La composition est très variable selon le mode de vie et la situation économique. Plusieurs modes de gestion des déchets solides ont été appliqués dans le monde, où la majorité des déchets sont éliminés dans des décharges spécifiques, ou sauvage (non contrôlée) [2][3]. Dans les pays en voie de développement, les déchets sont éliminés dans des décharges non contrôlées et à ciel ouvert, où tous les types de déchets sont rejetés à l'état brut et mélangés: urbains, industriels, hospitaliers et agricoles [4]. Au Liban, 48 % des déchets produits sont mis en décharge, 29 % sont rejetés directement dans des lieux ou dépotoir non officiel, 23 % sont compostés et recyclés [2][5].

La mise en décharge des ordures ménagères est soumise à des processus de dégradation liés à des réactions biologiques et physico-chimiques complexes, libère de nombreuses substances toxiques dans le milieu naturel (eau, sol et atmosphère), en constituant une source importante de pollution environnementale. L'un des problèmes majeurs associés à cette mise en décharge est la production d'effluent liquide riche en matières organiques et minérales appelé lixiviat ou communément "jus de décharge". Ce lixiviat provient de la percolation des eaux de pluie à travers les dépôts ainsi que les eaux contenues dans les déchets et celles de leur dégradation [6][7]. Le principal risque associé à l'activité de stockage est la contamination du sol, de l'eau souterraine et des eaux de surface par migration des lixiviats hors de la zone de stockage [8], mettant en danger les flores et faune terrestre et aquatique et particulièrement l'homme, surtout lorsque la décharge se situe à proximité d'une nappe phréatique alimentant la population en eau potable ou indirectement par la chaîne alimentaire [8][9][10].

Les lixiviats issus de déchets non dangereux renferment plusieurs polluants majeurs [7] comme des composants organiques dissous [6]; des macro-composants inorganiques [6]; des éléments traces métalliques (ETM) [11]; des composés organiques xénobiotiques [12][13][14] et des microorganismes pathogènes [15][16].

La composition des lixiviats de décharge varie d'un site à un autre. Elle est également évolutive avec le temps et les composants sont présents à des concentrations variables selon la phase de dégradation au niveau du massif.

Bien que la composition des lixiviats varie considérablement au cours des différentes phases de dégradation, trois types de lixiviats peuvent être identifiés en fonction de leur âge (jeune, intermédiaire et stabilisée) [17]. Plusieurs facteurs affectant le mécanisme, le type et la teneur du lixiviat tels que les caractéristiques des déchets, le mode d'exploitation, les conditions climatiques, la configuration du site, et d'autres facteurs corrélés aux combinaisons de processus physiques,

chimiques et microbiologiques au sein du massif, comme les phénomènes d'adsorption, précipitation, dissolution, complexation, oxydo-réduction [18][19][20][21].

L'objectif de ce travail est d'étudier les caractéristiques chimiques (minérales et organiques) des lixiviats ainsi que l'étude de l'évolution temporelle et saisonnière des caractéristiques des lixiviats issus de la décharge des déchets à Tripoli-Liban. Dans ce contexte, l'étude a porté sur une famille des polluants présentés dans les lixiviats, ces polluants sont caractérisés par la forte présence dans les lixiviats et par son fort pouvoir toxique sur la flore et faune terrestre et aquatique ainsi que sur la santé humaine, à savoir les composants organiques dissous (DCO, DBO); les macro-composants inorganiques tels que le Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  et les ions  $\text{HCO}_3^-$ ; Les éléments traces métalliques (ETM) comme le Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn, B, As, Se, Be, Li, Hg et Co,... Les composés organiques xénobiotiques qui incluent les HAP, les PCB, les phtalates, et les composées phénoliques. Toutes ces analyses ont été effectuées d'une façon régulière tout au long de l'étude de manière à couvrir les saisons sèche et humide ainsi que les deux parties ancienne et nouvelle de la décharge afin d'observer l'effet saisonnière et l'effet de l'âge sur la qualité des lixiviats issue de la décharge de Tripoli Liban.

Ce travail est présenté en trois parties distinctes.

La première partie débute par une revue bibliographique présentant le contexte de l'étude et qui est divisée en quatre sous parties. La première fait état de la problématique des déchets au niveau mondial et au niveau local (Liban) en rappelant l'état des déchets de point de vue type, production, composition et voie d'élimination. La deuxième sous partie, est destinée à la classification des décharges au niveau international et national (Liban) et l'évolution biologique et physicochimique des déchets en foisonnées dans les décharge et les facteurs qui affectent ce phénomène. La troisième sous partie est consacrée au lixiviat en décrivant le phénomène de production des lixiviats et les facteurs qui affectent la production et la qualité; on discutera les différents polluants présents dans les lixiviats pour faciliter la classification et étudier les effets sur l'homme et l'environnement. Finalement, la dernière sous partie est consacrée aux techniques des traitements des lixiviats.

La deuxième partie est consacrée à la description du dispositif expérimentale des travaux de recherche. En premier lieu on présente la zone d'étude, l'état de lieu de la décharge de Tripoli et les sources en eau dans cette zone. En deuxième lieu on parlera de la stratégie d'échantillonnage pour finir avec une présentation des méthodes analytiques utilisées (paramètre physique; composées organique dissous; macro composées inorganique; éléments traces métallique et composées organique xénobiotique).

La troisième partie est réservée à la synthèse des différents résultats obtenus la forme des deux articles en anglais soumis à la publication.

Le premier article, soumis au journal *International Journal of Environmental Science and Technology*, décrit les caractéristiques physico-chimiques des polluants des lixiviats dans les deux

unités de la décharge de Tripoli, avec une estimation des flux et sources potentielles vers le fleuve Abou Ali et le milieu côtier (mer Méditerranée) ainsi que le calcul de l'indice de pollution des lixiviats (LPI). L'effet des conditions climatiques sur la qualité des lixiviats de la décharge de Tripoli-Liban est présenté dans cette partie.

Le deuxième article, soumis au journal *Waste Management & Research*, explore les différents polluants organiques des lixiviats de la décharge de Tripoli-Liban avec une description des HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) et leurs sources. Les niveaux de contamination par les polychlorobiphényles et les phthalates sont discutés ainsi que la composition des phénols et leurs dérivées. Les résultats obtenus ont permis de faire une estimation des flux des polluants organiques xénobiotique des lixiviats vers le fleuve Abou Ali et la zone côtière en mer Méditerranée.

La conclusion et les perspectives de ce travail seront présentées à la fin de la thèse.

# I-Étude Bibliographique

## I.1. Déchets

### I.1.1 Définition

Les déchets sont définis, selon l'article L541-1 du code de l'environnement de 1975 comme « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation. C'est toute substance, matériau, produit ou, plus généralement, tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon» [22].

### I.1.2 Différent types des déchets

Les déchets peuvent être classés en fonction de leur état physique (solide, liquide, gazeux), de leur traitement (primaire, secondaire, ultime) et selon leur origine, ils sont regroupés en quatre grandes catégories [23]:

*La première catégorie* concerne les déchets municipaux comprenant les déchets ménagers, les boues résiduelles des stations d'épuration, les déchets d'espaces verts et les déchets des administrations, des entreprises ou des collectivités.

*La deuxième catégorie* est celle des déchets agricoles et agroalimentaires, qui comprend des parties de machines et équipements agricoles et des débris de construction.

*La troisième catégorie* concerne les déchets industriels, qui comprennent les résidus de métaux chimiques ferreux et non ferreux et les huiles usées. En effet, les déchets industriels en eux-mêmes sont divisés en trois grandes catégories selon leur nature plus ou moins dangereuse pour l'environnement et la santé. (i) Les déchets industriels spéciaux (DIS) présentent certains risques pour l'environnement et la santé humaine en raison des polluants qu'ils contiennent et sont donc classés comme déchets dangereux. (ii) Les déchets industriels ordinaires (DIO) sont constitués de déchets non inertes et non dangereux. Ces déchets non dangereux peuvent poser des problèmes de santé publique selon leur mode de gestion, notamment lorsqu'ils sont incinérés ou stockés : on parle d'effets indirects sur la santé (décret n° 2002-540 du 18 avril 2002). (iii) Déchets inertes, qui ne sont pas dangereux et ne contiennent pas de composants en évolution. Ils ne se décomposent pas, ne brûlent pas et ne produisent aucune autre réaction physique ou chimique, ne sont pas biodégradables et ne détériorent pas les autres matériaux avec lesquels ils entrent en contact, d'une manière susceptible de polluer l'environnement ou de nuire à la santé humaine (Directive 1999/31/CE) [23].

Enfin, *la quatrième catégorie* concerne les déchets d'activités de soins à risques infectieux (DASRI) tels que les déchets anatomiques humains, y compris le sang infectieux et les déchets anatomiques d'animaux de laboratoire [22].

### **I.1.3 Différent types des déchets au Liban**

Au Liban selon la nouvelle loi de gestion intégrée des déchets solides (loi n° 80, de 18 Octobre 2018) [24]. Les déchets sont classés en différents types présentés dans la suite:

- Déchets solides: Il s'agit de déchets contenant des composants solides, liquides ou gazeux, provenant des sources (domestique ou non domestique), qui peuvent avoir des propriétés dangereuses ou non dangereuses. Les déchets solides excluent les déchets radioactifs, les émissions gazeuses dans l'air et les eaux usées.
- Déchets ménagers: les déchets ménagers solides; ainsi que tout autre type de déchets similaires aux déchets ménagers générés par les institutions commerciales, industrielles et administratives, et comprend également les déchets résultant des opérations de balayage et d'entretien municipal, de sorte qu'ils peuvent avoir des propriétés dangereuses ou non dangereuses.
- Les déchets non ménagers sont les déchets solides générés par les institutions commerciales, industrielles, administratives ou autres institutions commerciales, à l'exception des déchets ménagers tels que définis ci-dessus. Ils comprennent, sans s'y limiter, les déchets industriels, les déchets agricoles, les déchets d'établissements de santé, les déchets d'abattoirs, les déchets de construction et de démolition, les boues provenant du traitement des eaux usées, la sève résultant de la gestion des déchets solides, etc.
- Déchets dangereux, ce sont les déchets qui menacent la santé humaine et les constituants environnementaux comme les déchets médicaux provenant des établissements de santé (hôpitaux, laboratoires médicaux, cliniques médicales, dispensaires, centres de recherche...).

### **I.1.4 Production, composition et voie d'élimination des déchets à l'échelle mondiale et au Liban**

Selon la Banque mondiale, la production globale de déchets solides a été estimée à 2,01 milliards de tonnes par an en 2016, ce qui correspond à 0,74 kg de déchets par personne par jour, mais ce taux varie considérablement de 0,11 à 4,45 kg par personne par jour, en fonction de l'activité économique et le taux d'urbanisation. Ce chiffre passera à 3,40 milliards de tonnes en 2050, cela correspond à une augmentation de 70 % de déchets solides municipaux [1].

Dans les pays Occidentaux, un Européen produit en moyenne 600 kg des déchets par an, un Américain produit 700 kg/an et dans le Tiers Monde un habitant produit entre 150 et 200 kg/an. Les déchets solides dans les pays arabes sont estimés à plus de 200 millions de tonnes pour l'année 2025 (SWEEP-NET). Au Liban, selon Sweep-Net, environ 2,55 millions de tonnes de déchets sont produites chaque année. À l'échelle individuelle, chaque habitant produirait environ 0,8 et 1,2 kg par jour. Les déchets solides municipaux (DSM) devraient augmenter de 1,65% par an. La composition des déchets est très variable selon le mode de vie et la situation économique des individus. Au niveau international, la catégorie de déchets la plus importante et les déchets

organiques (déchets alimentaire et vertes) 44%, les matières recyclables sèches représentent 38% des déchets (plastique, papier, carton, métal, et verre), 8 % est constituée de (bois, caoutchouc et cuir), et le pourcentage qui reste représente les déchets divers (14%).

La composition des déchets au Liban est similaire à celle qu'est enregistrée à l'échelle internationale où la fraction organique des déchets solides est très élevée, principalement en raison de la nature de la cuisine libanaise. La composition des déchets solides change également en fonction de la région et de la saison. Par exemple, les villes et les centres commerciaux produisent plus de papier et de plastique que les zones rurales [2][3]. Et pendant la période estivale, la consommation de produits frais tels que les fruits et légumes augmente considérablement, ce qui affecte la teneur en matière organique et le flux de déchets. La composition moyenne des déchets solides au Liban est présentée dans la figure 1.

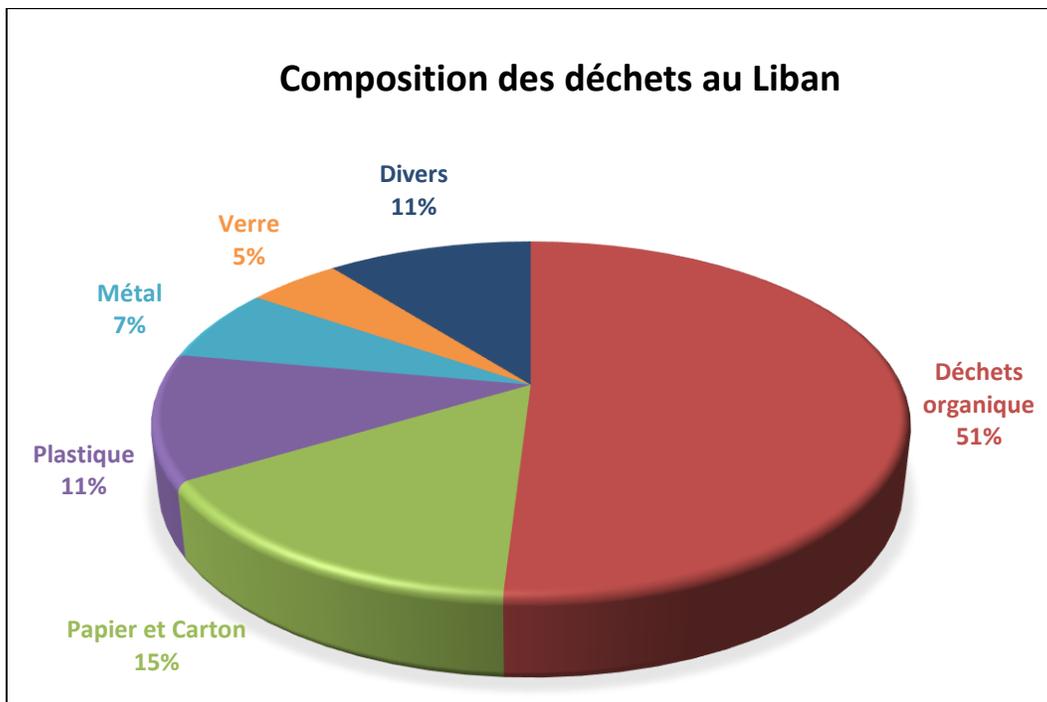


Figure 1: Composition des déchets au Liban [2].

Plusieurs méthodes d'élimination des déchets ont été appliquées autour du monde, où la majorité des déchets (37%) sont éliminées dans des décharges spécifiques, environ 19% sont recyclées et compostées, 11% sont éliminées dans des incinérateurs spécifique et 33% sont éliminées dans des décharges sauvage (non contrôlée) [5]. Au Liban, 48% des déchets produits sont mis en décharge, 29% sont rejetés directement dans des lieux ou dépotoir non officiel, 15% sont compostés et seulement 8% sont recyclés (figure 2) [2][5].

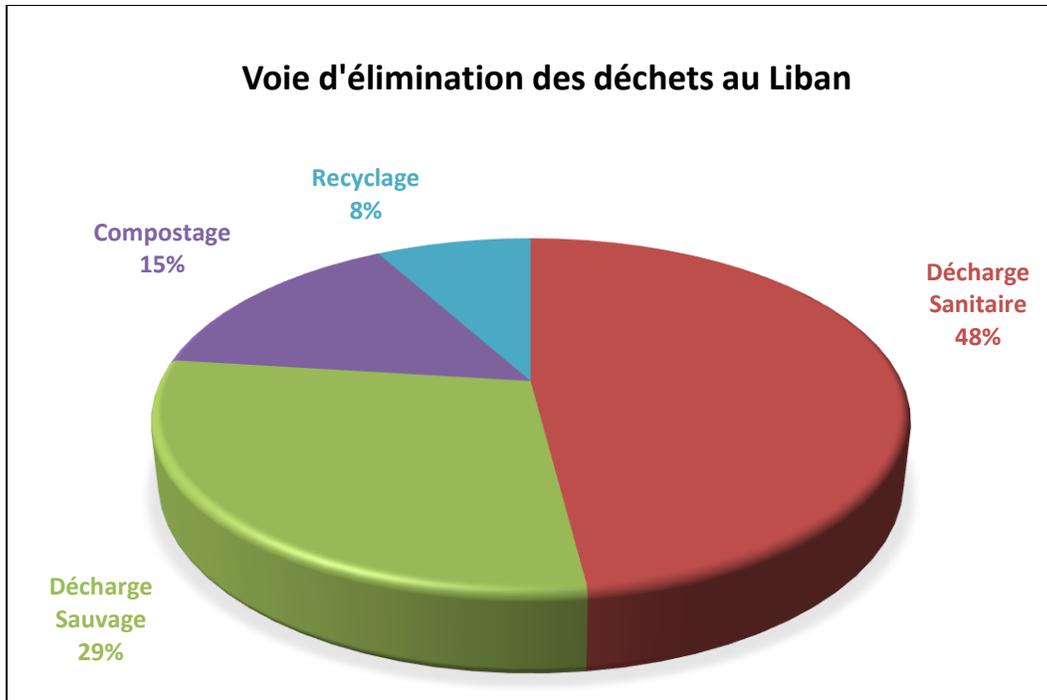


Figure 2: Voie d'élimination des déchets au Liban [2][5].

## I.2 Décharge

### I.2.1 Définition d'une décharge

Une décharge est une nomenclature européenne qui définit une installation de stockage de déchets soumise à autorisation [25]. Diverses règles d'exploitation visent à maîtriser les impacts de cette technique de traitement des déchets sur l'homme et sur l'environnement (eau, air, sols, bruit...). Ces règles dépendent de la nature des déchets traités (déchets d'ordures ménagères, déchets dangereux, déchets inertes, ...).

### I.2.2 Classification des décharges d'ordures ménagères

Pour lutter contre les dépôts sauvages, les décharges sont différenciées selon le type des déchets déposés et leur mode de mise en décharge. Les principaux types de décharge sont expliqués dans la suite [26]:

- Décharges Sauvages: ces décharges sont sans autorisation et sans aucun contrôle. Ils posent de graves problèmes environnementaux dans les pays en développement [26].
- Décharges Contrôlées ou centre de stockage des déchets (CSD): ces décharges ayant une autorisation en tant qu'installations classées pour la protection de l'environnement et soumises à un certain nombre de critères d'exploitation [26].

- Centre d'enfouissement technique (C.E.T): Le centre d'enfouissement technique reçoit les déchets ménagers et les enterrés dans des fosses spécifiques. Il existe actuellement trois types de CET selon les types de déchets [26]:

CET de classe 1: reçoit les déchets toxiques et dangereux comme les déchets industriels spéciaux, et les cendres des usines d'incinération.

CET de classe 2: reçoit les déchets ménagers et assimilés tels que les déchets ménagers, déchets industriels ordinaires, et déchets verts.

CET de classe 3: reçoit les déchets inertes des entreprises de construction et travaux de bricolage en particuliers (gravats, déblais...).

### **I.2.3 Décharges au Liban**

En 2011, 504 décharges de déchets solides municipaux (DSM) ont été identifiées au Liban dont 76% étaient active et 24% non active [5]. Le volume de DSM dans les décharges opérationnelles était de 2675548 m<sup>3</sup> et celui des décharges non opérationnelles était de 774523 m<sup>3</sup> [27]. En 2016, 617 décharges de DSM ont été identifiées et environ 55% comme opérationnelles et 43% en tant que décharges DSM non-opérationnelles, 2% étaient inaccessibles (UNDP 2017) [5]. Une augmentation du nombre de décharges a été observée depuis 2016 et qui est due essentiellement à la présence de réfugiés syriens. A noté que le volume de DSM qui était de 600000 m<sup>3</sup> en 2011 passe à environ 2,5 millions m<sup>3</sup> dans les décharges opérationnelles en 2016 [2][5].

### **I.2.4 Évolution des déchets dans une décharge**

Une décharge renferme un mélange diversifié des matériaux, à la fois organiques et inorganiques, avec des propriétés chimiques et physiques variables. Après enterrement des déchets, des réactions et modifications physiques, chimiques et microbiologiques se déroulent au sein du massif, entraînant une dégradation des déchets jusqu'à stabilisation [28]. Les déchets organiques font partie des déchets qui se dégradent le plus facilement cependant que les autres éléments, comme les plastiques, les alliages, les caoutchoucs et les verres sont très stable où ils se dégradent d'une façon très lente à cause de leurs caractères résistants [29].

En raison de compartiment hétérogène des déchets, le degré de dégradation des déchets varie spatialement à l'intérieur du massif. Et ainsi l'évolution globale du massif de déchets suit cinq phases [30][31][17].

#### *I.2.4.1 Dégradation aérobie: Phase I*

Cette phase débute directement après l'enfouissement des déchets, elle se caractérise par la décomposition aérobie des matières organiques où ils sont oxydés en dioxyde de carbone et en eau. La teneur en humidité et CO<sub>2</sub> augmente, tandis que la teneur en oxygène diminue du fait de la dégradation par les bactéries aérobies. Le potentiel redox (E<sub>h</sub>) du milieu est élevé, avec une

augmentation de la température entre 50 et 70 °C, cette phase peut durer quelque semaines [17][21].

#### *1.2.4.2 Dégradation anaérobie: phase II à IV*

Cette phase débute après la consommation totale de l'oxygène, elle se manifeste plus ou moins rapidement en fonction de la mode d'exposition des déchets (recouvrement rapide, tassement,..), elle constitue la plus longue phase de dégradation des déchets, elle est composée de trois phases [17][32].

##### i. Fermentation acide (Hydrolyse et Acidogénèse): Phase II

Cette phase se caractérise par la formation de lixiviat, c'est la transition vers l'anaérobiose. Les matières organiques hydrolysées en molécules simples sont fermentées pendant l'acidogénèse en acides gras volatils (AGV) et alcool, ce qui permet l'augmentation de la DCO alors que le potentiel redox et la température diminuent fortement. Le pH du milieu deviendra acide suite à l'accumulation de l'AGV ce qui favorisera la dissolution des plusieurs composés tels que les éléments minéraux et les métaux lourds. En plus, les ions ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) s'accumulent du fait de la réduction de l'azote organique et de l'azote gazeux [17][32].

##### ii. Acétogénèse: Phase III

Pendant cette phase les bactéries d'acétogènes transforment les produits de la phase précédente en molécules plus simples tels que l'hydrogène, dioxyde de carbone et acétate. A ce niveau, les lixiviats formés possèdent une valeur élevée de DBO (demande biochimique en oxygène). Et le pH augmente jusqu'à la neutralité, sous l'effet du rééquilibrage des teneurs en AGV et  $\text{CO}_2$  par les bactéries anaérobies [17][32].

##### iii. Méthanogénèse: Phase IV

La méthanogénèse est assurée par les bactéries méthanogènes qui sont des bactéries anaérobies strictes, cette phase se caractérise par la production de méthane, de dioxyde de carbone et de grosses molécules stabilisées tel que l'acide humique et ça à partir du produit organique issue du métabolisme de la phase précédente. Durant cette étape la teneur en acide acétique (substrat principale de la méthanogénèse) diminue et la concentration en ions  $\text{HCO}_3^-$  augmente, ce qui contribue à une augmentation du pH du lixiviat. Enfin la matière organique diminue et des réactions de complexation et de précipitation des métaux se produisent [17][32].

##### iv. Oxydation: Phase V

C'est la phase finale de maturation et de stabilisation de la matière organique. Elle se caractérise par une chute de la production de biogaz, c'est également marqué par un contact avec l'air. L'oxydation par l'air à l'intérieur du massif peut entraîner la libération de métaux lourds fortement complexés par des composés organiques ou des espèces réduites. Ensuite, la

composition du lixiviat reste stable et ses constituants seront très faiblement biodégradables [17][32].

#### *1.2.5 Facteurs affectant la dégradation des déchets.*

Plusieurs facteurs peuvent influencer la décomposition des déchets, dépendant à la fois du type et des paramètres caractéristiques des déchets.

##### 1.2.5.1 Configuration du site

La hauteur et le volume des déchets déterminent sa vitesse de décomposition. Les masses profondes nécessitent une quantité importante d'eau pour atteindre l'humidité optimale nécessaire à la décomposition, ce qui entraîne généralement un temps de dégradation des déchets plus long, par rapport aux masses moins profondes [33]. L'installation d'une couverture finale imperméable évite les intrusions d'air et permet de rendre le milieu anaérobie. Néanmoins, dans le cas de couverture rapide des déchets en période d'exploitation, la période aérobie pourrait être réduite par défaut de diffusion d'oxygène dans le corps du décharge [34].

##### 1.2.5.2 Caractéristiques des déchets

La composition des déchets est déterminante pour le processus de la dégradation. Le massif qui renferme une forte proportion de composants biodégradables se caractérise par une activité biologique importante. En plus, leur structure (granulométrie, densité, porosité) affecte l'humidité qui nécessaire à une dégradation idéale de la matière organique fermentes cible [32].

##### 1.2.5.3 Humidité

L'eau est le facteur le plus important influençant la stabilité des déchets. Le degré d'humidité affecte particulièrement la vitesse de dégradation des déchets. En effet, des degrés d'humidité d'environ 15 à 50 % sont considérés comme critiques car l'activité biologique à ces niveaux sont médiocres [35]. L'humidité interne des déchets n'est pas suffisante pour le bon déroulement de la dégradation, pour cela une alimentation externe en eau par précipitation est nécessaire. Dans les régions arides et semi-arides, où un manque d'eau et une chaleur élevée sont couplés, le temps de décomposition des déchets est plus élevé car ce processus est limité aux périodes humides [36]. En plus, La circulation de l'eau et/ou la recirculation du lixiviat dans les déchets jouera également un rôle majeur pour assurer la dispersion des micro-organismes et des nutriments, dans le but d'expulser les produits de dégradation hors du massif [35][37].

##### 1.2.5.4 Température

La température influence également la vitesse de dégradation du massif des déchets, en affectant le développement de la flore bactérienne et les réactions chimiques [38]. Étant donné que

chaque microorganisme possède une température optimale de croissance, toute variation de température peut entraîner un changement de son activité [39].

#### I.2.5.5 Oxygène

La teneur en oxygène disponible dans les pores du massif des déchets détermine le type de dégradation, aérobie ou anaérobie. La décomposition aérobie, qui intervient pendant une courte période après le dépôt, peut se poursuivre si l'air diffuse à travers la dernière couche de déchets ou la couverture finale [17]. Généralement, le premier mètre de la masse de déchets est uniquement en conditions aérobies à cause de la consommation rapide d'oxygène par les bactéries aérobies [40].

#### I.2.5.6 pH

Le pH peut avoir des influences remarquables sur la dégradation du massif des déchets. En effet, l'acidité du massif peut influencer l'activité des micro-organismes et les processus chimiques dans le massif des déchets. Au début, le pH du massif est neutre, puis acide lors des phases II et III pour finalement atteindre une valeur comprise entre 6,8 et 7,5 en phase méthanogène [32]. Les conditions acides au début de la phase anaérobie augmentent la solubilité des constituants chimiques et diminuent le volume des déchets [41].

### **I.3 Lixiviats**

#### **I.3.1 Les lixiviats de décharge**

Le lixiviat est un effluent liquide qui provient de la percolation de l'eau à travers les déchets, que ce soit les eaux météoriques et/ou l'eau contenant dans les déchets, voire figure 3 [42]. Un lixiviat est généré lorsque la teneur en humidité dépasse la valeur maximale de rétention qui est définie comme la valeur maximale de liquide que peut être retenue par un milieu poreux sans générer de percola [43]. Les lixiviats sont extrêmement chargés en matières en suspension et en composants solubles provenant des déchets et des sous-produits de la dégradation des déchets [8].

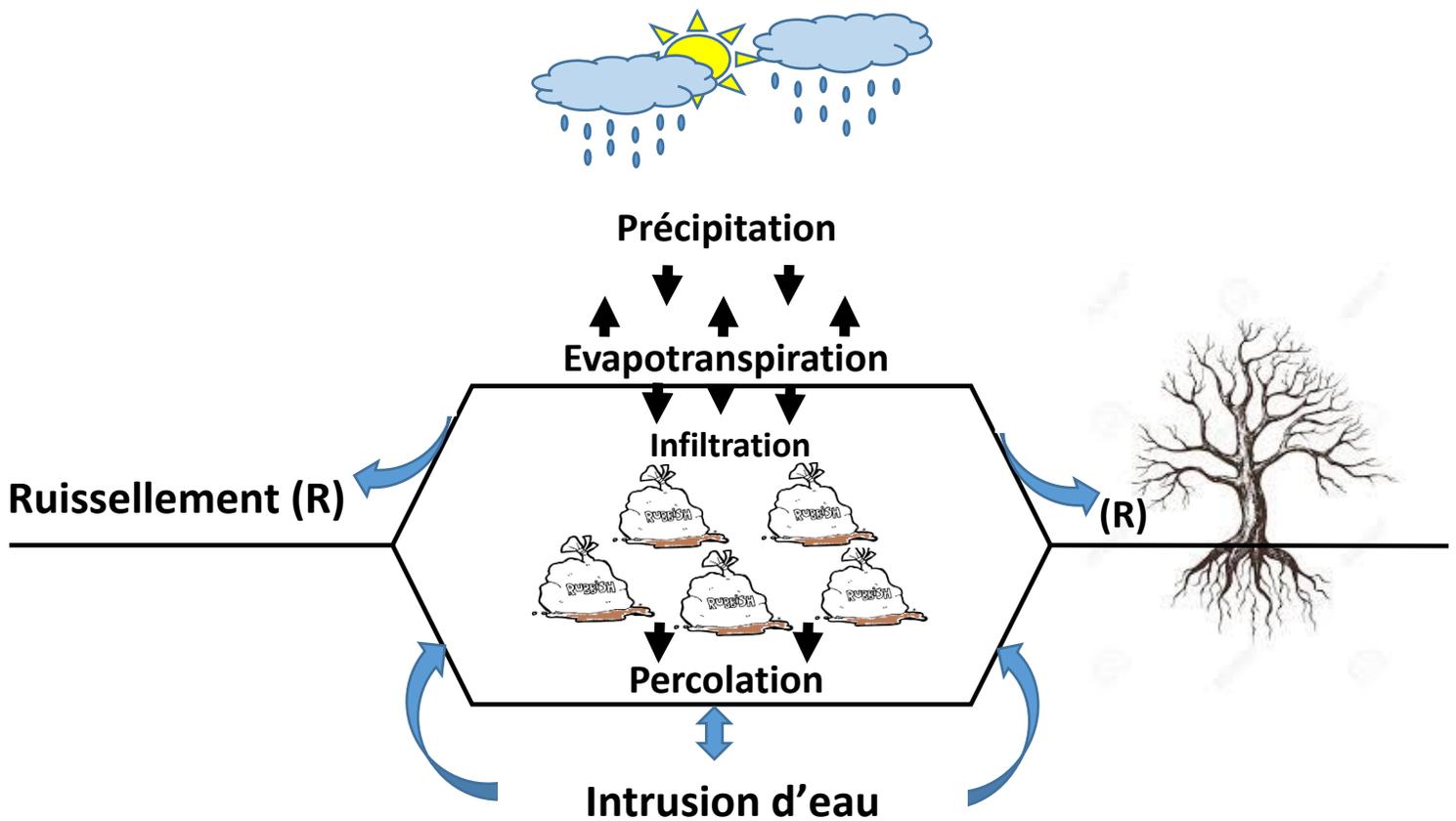


Figure 3: Les mécanismes de la genèse des lixiviats [44].

### I.3.2 Facteurs affectant la production et la qualité des lixiviats

La composition des lixiviats de décharge présentent des grandes variations d'un site à un autre. Elle est également évolutive avec le temps et les composants sont présents à des concentrations variables selon la phase de dégradation au niveau du massif. Les facteurs affectant le mécanisme, le type et la teneur du lixiviat sont classés en 5 catégories [18][19][20][21]:

- La première catégorie s'intéresse aux facteurs qui contribuent directement à la nature et aux caractéristiques des déchets tels que la fraction dégradable et non dégradable, la teneur initiale en eau, la granulométrie, la densité, la porosité, l'âge de la décharge et le stade de dégradation des déchets.
- La deuxième catégorie s'intéresse aux facteurs qui affectent le mode d'exploitation des déchets dans le massif comme le prétraitement mécanique et biologique, déchiquetage, compactage, perméabilité, niveau de tassement et recirculation de lixiviats.
- La troisième catégorie est celle des facteurs corrélés aux conditions climatiques qui entre en jeu d'une façon importante lors de la dégradation des déchets, tels que la précipitation, les neiges, la température et l'humidité.
- La quatrième catégorie est celle des facteurs corrélés aux combinaisons de processus physiques, chimiques et microbiologiques au sein du massif, comme les phénomènes d'adsorption, précipitation, dissolution, complexation et oxydo-réduction.

- La cinquième catégorie est liée à la configuration du site: la géologie, la topographie, la couverture journalière, et la couverture finale.

### I.3.3 Les polluants présents dans les lixiviats

Il est généralement connu que les lixiviats issus de déchets non dangereux contiennent plusieurs polluants majeurs classés en quatre groupes [7]. Le groupe 1 contient des composants organiques dissous (COT, acides gras volatils (AGV), composés réfractaires tels que les acides humiques et fulviques) [6]. Le groupe 2 comporte des macro-composants inorganiques tels que le Ca, Mg, Na, K,  $\text{NH}_4^+$ , Fe, Mn,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  et les ions  $\text{HCO}_3^-$  [6]. Le groupe 3 renferme les éléments traces métalliques (ETM) comme le Cd, Cr, Cu, Pb, Ni et le Zn [11]. Et enfin, le groupe 4 renferme les composés organiques xénobiotiques qui incluent les HAP, les Me-HAP, les PCB, les phtalates, les résidus de médicaments, les bisphénols et bien d'autres [12][13][14]. D'autres éléments traces peuvent être présents en très faibles quantités dans les lixiviats, à savoir le B, l'As, le Se, la Be, le Li, le Hg et le Co [7]. Parallèlement les microorganismes pathogènes des lixiviats sont considérés comme l'un des polluants majeurs du lixiviat, tels que *E.coli*, *coliformes thermo tolérant*, *Salmonella* et *Shigella* [15][16].

#### I.3.3.1 Les éléments traces métallique

On appelle métaux lourds les éléments métalliques naturels caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à  $5 \text{ g/cm}^3$  ou parfois  $4 \text{ g/cm}^3$  [45]. La pollution par les métaux lourds peut être d'origine naturelle ou anthropique. La croûte terrestre constitue la principale source naturelle de la contamination par les éléments traces métalliques [46]. D'autres sources moins importantes comme le cycle biogéochimique, lessivage et éruption volcanique [47]. En parallèle les principales origines anthropiques des ETM sont l'activité industrielle (déchets et émission industrielle) [48]; l'activité d'agriculture (compost, engrais phosphatés, pesticides) [49][50] et les activités urbaines (rejet de gaz des véhicules, déchets, eaux usées) [48][51]. En plus, certaines décharges contiennent des éléments dangereux comme les appareils électrique et électronique (téléphone, ordinateurs, imprimante...), batteries, caoutchouc et peinture. Ces éléments renferme des ETM comme Cd, Pb, Zn, Cu et Cr [52], il engendre facilement une contamination du milieu. Dans un site pollué par les déchets, on passe d'une pollution ponctuelle à une pollution diffuse progressivement car les déchets renferment une grande variété des polluants et à des concentrations très élevées. Une fois ces polluants entre en contact avec les différents compartiments de l'environnement (air, eau, et sol) on atteint le niveau de pollution diffuse à partir de site pollué [53][54]. Les ETM sont généralement très toxiques même à l'état des traces. Selon l'Agence de Protection de l'Environnement (U.S. EPA) et le centre international de recherche sur le cancer (CIRC), les ETM (Arsenic, cadmium, chrome, plomb et mercure) sont classés comme probablement cancérigène pour l'homme [55][56]. En plus certains métaux trace comme le Cuivre, le Plomb, le Manganèse et le Mercure affectent le système neurologique [57][58][59], reproductive [60], gastro-intestinal [59][61] et cardiovasculaire de l'homme [59].

### *1.3.3.2 Les polluants organique persistants*

Les polluants organiques persistant (POPs) sont de substances organiques complexes sous différentes formes. Ils diffèrent de nombreuses substances chimiques par leur persistance, toxicité, effet sauterelle et par leur bioaccumulation dans les organismes [62]. Les POPs sont émis par différentes sources mais la source principale est soit la production de produits chimiques soit la production non intentionnelle par combustion du bois et lors des incinérations d'ordures ménagères. Ils peuvent être transportés par bioaccumulation au niveau des organismes aquatiques et terrestres et se bio accumulent au niveau des aliments [63]. Ils sont des molécules lipophiles, et leur direction préférentielle sera l'adsorption sur les matrices solides plus ce que dans les phases aqueuse de l'environnement. Ils résistent, à des degrés divers, à la dégradation photolytique, biologique et chimique [64]. Chez les êtres vivants, ces polluants organiques persistants vont s'accumuler de préférentiel dans les tissus adipeux, Les POPs regroupent plusieurs familles chimiques et qui se différencient par ces caractères physicochimiques qui contrôlent l'évolution dans l'environnement comme le temps de demie vie, le coefficient de partage octanol/eau (Koc), le facteur de bioconcentration (BCF) et bien d'autres [64][65][66].

Leur introduction dans le milieu environnemental se fait soit par diffusion (lessivage du sol, retombées atmosphérique) ou soit par voie ponctuelle (rejet industrielle et municipale,..).

L'accumulation des POPs dans l'organisme peut se faire par 3 processus: la bioconcentration, la bioaccumulation, et la bioamplification. La bioconcentration est l'accumulation des polluants dans l'organisme à partir de l'eau uniquement mais la bioaccumulation est l'accumulation des polluants dans l'organisme en comptant toutes les voies d'accumulation (eau, alimentation, inhalation, et contact par la peau). La bioamplification reflète la tendance des polluants de se concentrer par déplacement d'une chaîne alimentaire à une autre [67].

#### *1.3.3.2.1 Les hydrocarbures aromatiques polycycliques*

Les HAP sont des composés organiques constitués d'atomes de carbone et d'hydrogène dont la structure des molécules comprend au moins deux noyaux aromatiques condensés. Selon leur nombre de cycles benzéniques, ces composés sont classés en HAP "légers" ( $\leq 3$  cycles) et HAP "lourds" ( $\geq 4$  cycles). En général, les HAP sont considérés comme des molécules apolaires, hydrophobes, et peu solubles dans l'eau. Leur caractère hydrophobe augmente avec le nombre de cycles aromatiques, alors que leur solubilité diminue. Ces composés peuvent être d'origine naturelle comme les éruptions volcaniques, la combustion des biomasses et les fuites de réservoirs naturels de pétrole [68][69][70]. Ils peuvent être générés également par des activités anthropiques issues de la combustion des dérivés du pétrole, du charbon, du gaz naturel ou encore d'ordures ménagères [71]. Trois sources principales peuvent être considérées pour les HAP [72][73]. La source pyrolytique est la plus importante, provient de la combustion incomplète de la matière organique à haute température. Les HAP de source pétrogénique sont générés par la maturation de la matière

organique soumise à un gradient géothermique naturel (pétrole et charbon). Une troisième source dite diagenétique, qui est minoritaire, correspond à la diagenèse précoce [72][73]. Les HAP ont été détectés dans tous les compartiments environnementaux (air, eau, sols et sédiments). Des études récentes montrent aussi sa présence chez les êtres vivants [74][75][76][77]. Les HAP sont répertoriés comme polluants organiques persistants (POP) dans la convention de Stockholm [78]. Aussi que, comme polluants prioritaires par l'États-Unis de l'agence de protection de l'environnement (US EPA), en raison de leur toxicité, mutagénicité et carcinogénicité [79].

#### 1.3.3.2 Les polychlorobiphényles

Les PCB sont des composés chimiques industriellement synthétisés, ils sont produits par chloration des biphényles. 209 PCB sont enregistrés, et désignés par PCB suivit d'un nombre correspond à leur structure [80]. Ils sont distingués entre eux par le nombre et la position de l'atome chlore sur la molécule de diphényle. Ce caractère précise ensuite leurs propriétés principales et leurs activités biologiques. Ils sont caractérisés par leur stabilité chimique, thermique et par leur capacité diélectrique élevée. Ils sont utilisés comme électrohydraulique dans les condensateurs et transformateurs, les liquides de refroidissement et les additifs dans les peintures. Bien que, leur fabrication et utilisation est limité depuis longtemps, des teneurs en PCB ont été détectée dans plusieurs compartiment de l'environnement (air, eau, et sol), ainsi que chez les êtres vivant [75][76][77]. Les décharges municipales sont responsables de l'entrée d'un énorme pourcentage de PCB dans les compartiments marins [75]. Ils sont considérés comme polluants organiques persistants (POP) dans la convention de Stockholm [78], et comme polluants prioritaires par l'États-Unis de l'agence de protection de l'environnement (US EPA), en raison de leur toxicité, mutagénicité et carcinogénicité [79].

#### 1.3.3.3 Les phtalates

Le phtalate, ou ester de phtalate, est produit en faisant réagir l'anhydride phtalique avec un alcool approprié généralement de 6 à 13 atomes de carbone. C'est un groupe de produits chimiques largement utilisé dans la fabrication de plastiques, comme plastifiants pour améliorer la flexibilité du chlorure de polyvinyle [81]. Il entre aussi dans la fabrication d'une grande gamme des produits comme les fibres, les lubrifiants, les produits cosmétiques et pharmaceutiques [82]. Ils sont libérés dans l'environnement soit d'une façon direct ou indirect lors de fabrication, utilisation et rejet [83][84]. Ils sont détectés dans les diffèrent compartiment de l'environnement tels que les sources d'eau [85], dans les sol et sédiment [86], dans l'air et dans les lixiviat de décharge ainsi que dans le fumier et le compost des déchets solides [75][87]. Ils sont classés comme perturbateur endocrinien [88], et son attitude dans l'environnement attire l'attention due à son effet sur l'écosystème et la santé humaine où il affect la fertilité masculine, le système respiratoire, provoquent des irritation des yeux, et aussi ils ont un caractère cancérigène [86][89][90].

#### I.3.3.2.4 Les phénols et ses dérivés

Les bisphénols et les alkylphénols sont les dérivés du phénol les plus utilisés sur l'échelle industrielle. Le bisphénol est utilisé dans la production de plastique de type polycarbonates, de résines époxy, de papiers thermiques et dans les boîtes de conserve. Il entre également dans la composition des produits électronique, de l'industrie automobile, des lunettes et les lentilles de contact. Sa présence dans l'environnement provient des eaux résiduaires et des flux d'air rejetés au cours du processus de fabrication, et se percole du plastiques sous des conditions thermiques ou acides [84]. De nombreuses études montrent sa présence dans les eaux, les sédiments, le fumier, le compost, les effluents et les percolât de décharge [87][75].

L'alkyl phénol, est un composé chimique non-halogénée qui entre dans l'industrie des détergent, de textile, et des papiers. Ce surfactant est également utilisé dans des autres secteurs comme le traitement des charbons et des boissons; préparation des peintures et des pesticides; dans la transformation des aliments et dans le recyclage du papier. Ils sont principalement rejetés dans l'environnement à partir de l'industrie de papier, de textile, du cuir, mais aussi lors de nettoyage de milieu industriel [91].

Ils sont classés comme des perturbateurs endocriniens [88][92] et ils sont également considérés comme des polluant prioritaires [79].

#### I.3.3.2.5 Les résidus de médicaments

Une grande quantité de médicaments est produite chaque année, dont environ 50 % ne sont pas utilisés. Parmi eux les hormones de synthèse qui entre dans la composition d'une large gamme de produit pharmaceutique comme les contraceptifs oraux. Les résidus pharmaceutiques pénètrent dans l'environnement via les effluents industriels et hospitaliers et par l'élimination inappropriée des médicaments non utilisés [93][94]. La pollution du milieu naturel par les résidus pharmaceutiques provoque des effets néfastes sur l'homme et les animaux, ils sont reportés comme de perturbateur endocrinien. Ils provoquant chez certaine animaux des malformations des organes génitaux, maturation précoce des femelles et une diminution de la fertilité [95]. En plus, ils provoquent des malformations génitales, des cancers testiculaires, une baisse de la fertilité masculine et une maturation précoce chez les filles. Ils affectent aussi le système immunitaire qui se manifeste par des allergies, des inflammations et des maladies auto-immune [96].

### **I.3.4 Classification des lixiviats**

Les lixiviats des décharges présentent de grandes variations de composition d'un site à l'autre. La composition évolue également au fil du temps et en fonction de la phase de dégradation prévalant dans le massif. Avec l'âge, la biodégradabilité de la matière organique représentée par le rapport DBO/DCO diminue avec la consommation d'acides carboxyliques et les concentrations d'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) augmentent du fait de la décomposition des protéines [17]. Bien

que la composition des lixiviats varie considérablement au cours des différentes phases de dégradation, trois types de lixiviats peuvent être identifiés en fonction de leur âge (jeune, intermédiaire et stabilisée).

Le lixiviat jeune se caractérise par un âge inférieur à 5 ans, un forte teneur en DCO (>10 g/l), une charge organique élevée fortement biodégradable (seuil de biodégradabilité DBO/DCO > 0,5) et de faibles teneurs en  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (< 0,4 g/l), ces lixiviats peuvent être chargés en ETM (< 2 g/l) du fait de leur pH acide (< 6,5). Ils correspondent à la première phase non méthanogène de la dégradation des déchets dans une décharge [97].

Le lixiviat intermédiaire se caractérise par un âge compris entre 5 et 10 ans. Au fur et à mesure que la décharge stabilise, la charge organique diminue où la teneur en DCO diminue pour atteindre une valeur comprise entre 4 et 10 g/l, avec une biodégradabilité moyenne ( $0,1 < \text{DBO/DCO} < 0,5$ ). En plus, il est caractérisé par un teneur en  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  proche de 0,4 g/l, et un teneur en ETM très faible du fait de leur pH neutre (6,5-7,5). Ce lixiviat correspond à la phase méthanogène stable.

Enfin un lixiviat stable se caractérise par un âge supérieur à 10 ans, une faible charge organique (où la teneur en DCO peut atteindre une valeur plus faible que 4 g/l), une faible biodégradabilité ( $\text{DBO/DCO} < 0,1$ ), des teneurs en  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  supérieures à 0,4 g/l et des concentrations en ETM faibles (< 50 mg/l) du fait de leur pH légèrement basique (>7,5). Ce lixiviat stable correspond à la phase de maturation des déchets de la décharge [8][38][98].

En résumé, les lixiviats d'une décharge stabilisée sont moins chargés en polluants comparés à ceux des nouvelles décharges mais plus difficile à traiter.

### **I.3.5 Effet du lixiviat sur l'environnement et l'homme.**

Les lixiviats générés par les déchets domestiques sont souvent très chargés en substances toxiques tels que les composés organiques halogénés, les traces de solvant, les éléments métalliques et des pesticides. Ils peuvent être dangereux pour la santé humaine et l'environnement s'ils sont directement rejetés dans le milieu naturel, sans passage par un système de traitement spécifique [99][100].

L'enfouissement mal contrôlé des lixiviats peut contaminer les sols et les sources en eau, et donc constituer un élément polluant tant par leur aspect quantitatif que qualitatif. Ils peuvent provoquer des perturbations physiques et chimiques des milieux récepteurs qui se traduisent par une détérioration de la qualité des sols et des eaux. Ces dysfonctionnements peuvent aussi se traduire par une prolifération intempestive de microorganismes autotrophes qu'ils soient procaryotes (cyanobactéries) ou eucaryotes (micro algues) en raison d'une forte concentration en éléments biogènes des rejets [9]. En effet, le phénomène initialement "naturel", l'eutrophisation des eaux de surfaces comme les lacs et d'autres réservoirs se trouve accélérée, de jour en jour, par

l'interférence anthropique. Ce dernière engendre un dysfonctionnement de l'écosystème à la suite de l'augmentation forte des apports en azote et surtout en phosphore [10].

Le plus grand risque lié au rejet des lixiviats est la contamination des eaux souterraines. Cela a pour conséquence une pollution des puits d'eau de consommation [8]. Signalons également que la pollution des sources d'eau potable par des micro-organismes pathogènes est susceptible de provoquer des épidémies graves. Une étude récente a rapporté qu'au Liban certains agriculteurs irriguent leurs terres avec des eaux contaminées par des lixiviats qui ont traversé les décharges ouvertes. Le bétail, source principale d'approvisionnement en produits laitiers ou en viande, est élevé dans des pâtures à proximité des décharges. Les Libanais boivent ainsi de l'eau et respirent un air contaminé par ces déchets non traités [27].

### **I.3.6 Technique de traitement des lixiviat**

Afin de réduire l'impact négatif des lixiviats sur l'environnement, plusieurs techniques de traitement sont mise en place [101]. Le choix de la technique de traitement varie selon les caractéristiques du lixiviat, à titre d'exemple les lixiviats issue des jeunes décharges se caractérisent une forte charge en matières biodégradables et la faible teneur en polluants chimique. Les processus biologiques sont donc les plus appropriés en raison de leur simplicité [102]. Cependant, les lixiviats des décharges matures se caractérisent par des composés faiblement ou difficilement biodégradables et par une forte teneur en polluants chimique tels que les composées azotées, les éléments traces métalliques et les polluants organiques persistants. Ce qui aboutit à l'utilisation des traitements physico-chimiques suivi par un traitement biologique [103]. De ce fait, les méthodes de traitement des lixiviats peuvent être divisées en deux grandes catégories. La première connue par les méthodes de traitement conventionnel (les méthodes biologiques et physico-chimiques) et la deuxième catégorie englobe de nouveaux types de traitement qui sont les traitements membranaires [21].

#### *I.3.6.1 Technique traditionnelle*

Les méthodes de traitement traditionnelles renferment les méthodes biologiques et les méthodes physico-chimiques. Une comparaison entre ces différentes techniques est présentée dans le tableau 1.

##### *I.3.6.1.1 Les méthodes biologiques*

Le traitement biologique est connu par sa fiabilité, sa simplicité et son rapport coût-efficacité élevé [104]. Par suite ces processus semblent être très efficaces pour l'élimination des matières organiques et azotées des lixiviats jeunes, dont le rapport de DBO/DCO est  $> 0.5$  [105].

### I.3.6.1.2 Les méthodes physico-chimiques

Le traitement physico-chimique est utilisé dans une ligne de traitement (prétraitement ou dernière purification) ou pour le traitement d'un polluant spécifique (comme l'ammoniac) [21]. Plusieurs modes de traitements physico chimique sont cités dans la littérature comme la coagulation-floculation, précipitation chimique, oxydation chimique et l'adsorption [21][106].

**Tab 1:** Tableau comparatif des différents types de traitement traditionnel [106]

<b>Procédés de traitement</b>	<b>Caractéristiques</b>	<b>Avantages</b>	<b>Inconvénients</b>
<b>Biologiques</b>	Utilisation de culture bactérienne	- Peu onéreux, - Éliminent l'azote, Fe et la MO biodégradable	- Production de boue, - Inefficaces en présence de polluants toxiques et non biodégradables
<b>Physiques (filtration sur charbon actif, membranaires)</b>	Non dégradatifs	Séparation des polluants particulaires ou dissous	- Coût d'investissement élevé
<b>Physico-chimiques</b>	Coagulation des polluants et séparation des floes formés	Séparation des polluants en suspension	- Utilisation de produits chimiques, - Formation de boues
<b>Chimiques</b>	Utilisation d'un oxydant (Cl <sub>2</sub> , ClO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> )	- Oxydation des polluants, - Peu ou pas de déchets, - Augmentation de la biodégradabilité	- Oxydation partielle (formation d'intermédiaires), - Gestion des oxydants

### I.3.6.2 Techniques récentes

Les réglementations concernant le traitement des lixiviats sont devenues de plus en plus strictes, d'où l'introduction de nouveau procédé dans la chaîne de traitement comme les procédés membranaires. Parmi les procédés on cite la microfiltration, l'ultrafiltration, la nano-filtration et l'osmose inverse. L'utilisation de ces processus est en relation avec la limitation des processus biologiques durant la saison d'hiver, durant laquelle la production du lixiviat est généralement maximale. De plus, ils perdent leur efficacité dès lors que le lixiviat se stabilise [107]. En fait, une corrélation a été établie par plusieurs auteurs entre l'efficacité du traitement par ces différents processus et l'âge de la décharge pour l'élimination de la matière organique contenue dans les lixiviats [108]. Le procédé le plus employé actuellement est l'osmose inverse en raison de sa

capacité à filtrer le lixiviat brut directement avec un respect des normes les plus strictes. Dans le but d'amélioration de ce type de traitement, des modifications technologiques sont mises en œuvre pour favoriser la productivité et limiter le problème de colmatage. L'osmose inverse et la nanofiltration sont souvent utilisées en traitement de finition, alors que la microfiltration et l'ultrafiltration servent comme procédé de séparation de la biomasse issue d'un réacteur biologique (bioréacteur à membranes) ou comme étape de prétraitement [107][106][109].

## **II-Matériels Et Méthodes**

Ce deuxième chapitre est consacré à la description des matériels mis en œuvre au cours de cette thèse et à la présentation des méthodes analytiques utilisées pour la détermination de chacun des paramètres étudiés. Dans un premier temps, les produits chimiques utilisés et les solvants seront présentés. Ensuite, le site d'étude et l'ensemble du protocole analytique employé pour l'échantillonnage, pour l'extraction, pour l'identification et pour la quantification de composés d'intérêt seront détaillés.

## II.1 Produits chimiques et matériaux

Tous les réactifs chimiques utilisés étaient de qualité ultra pure ou qualité analytique. L'eau ultra pure (Milli-Q) est produite au laboratoire par un appareil Millipore avec une résistivité de 18,2 M $\Omega$ ·cm. Le méthanol, acétonitrile, hexane, acétone, 2-propanol, dichlorométhane, acide sulfurique étaient de qualité HPLC ou de qualité ultra pure et analytique. Ils sont fournis par Dislab (France). Les filtres en microfibre de verre Whatman (0,47  $\mu$ m) ont été achetés de Wathman. Les cartouches C18 (200 mg/6 ml) ont été achetées auprès de Sigma-Aldrich. Phtalates et bisphénols sont fournis par Sigma-Aldrich. Les standards de HAP sont fournis par Restek (Bellefonte, USA). Les étalons internes utilisés pour quantifiés les concentrations de HAP à savoir la Naphthalene-d8, l'Acenaphthene-d10, le Phenanthrene-d10, le Pyrene-d10 et le Perylene-d12 sont obtenus de LGC-promochem (Middlesex, UK). Les standards de PCBs sont fournis par Accustandard Inc. (USA). Le tétrachloronaphthalène, 2,3,3',5,6-Tetrachlorobiphenyl et l'octachloronaphthalène utilisés comme étalons internes pour la quantification de PCB sont fournis par Dr. Ehrenstorfer (Augsburg, Germany).

## II.2 Zone d'étude

Tripoli (en arabe *Tarābulus*) est la deuxième ville du Liban. Elle se situe à 85 kilomètres au nord de Beyrouth, Chef-lieu du district du Nord-Liban. Elle surplombe la mer méditerranée orientale et elle est traversée par la rivière d'Abou Ali qui se jette dans la mer méditerranée [110]. Sa population est estimée à 550 000 habitants environ. Elle est caractérisée par l'importance de la densité démographique et son histoire. L'activité économique est aussi très importantes pour la ville, y compris les activités touristiques, commerciales et les activités industries tels que dans le secteur de réparation de voitures, de transformation des aliments et l'industrie de bois [111].

## II.3 Décharge de Tripoli

La décharge de Tripoli est située à Tripoli, sur la zone côtière de la mer Méditerranée et au niveau de l'estuaire d'Abou Ali avec les coordonnées 34° 27'19,49"N et 35° 50' 26,91" E. La figure 4 présent la localisation de la décharge de Tripoli. Cette décharge était utilisée comme dépotoir non contrôlé pendant plus de 20 ans. En 1999, un projet de réhabilitation a été lancé et depuis cette date, le site est alors exploité en tant que la décharge contrôlée.



**Figure 4:** La localisation géographique de la décharge de Tripoli.

La décharge de Tripoli occupe une superficie de 60000 m<sup>2</sup>. Elle reçoit des déchets urbains des municipalités de l'Union Al Fayhaa qui regroupe la ville de Tripoli, de Baddawi, de Mina, et de Qalamoun. Une quantité de déchets solides variant de 11200 à 17000 tonnes/mois y est déposée. La quantité de déchets produite varie en fonction de saison; une quantité de déchets produites apparait plus importante en été qu'en hiver [3]. La figure 2 présente la variation saisonnière de la quantité des déchets déposés dans la décharge de Tripoli en fonction de temps. Les variations saisonnières ne sont pas très nettes entre l'an 2001 et 2009. A partir de 2010, la production de déchets en été est plus importante qu'en hiver, à l'exception en 2017 (Figure 5). Cependant, qu'il y a une variation saisonnière ou pas, des quantités importantes de déchets sont déposés annuellement sur la décharge de Tripoli.

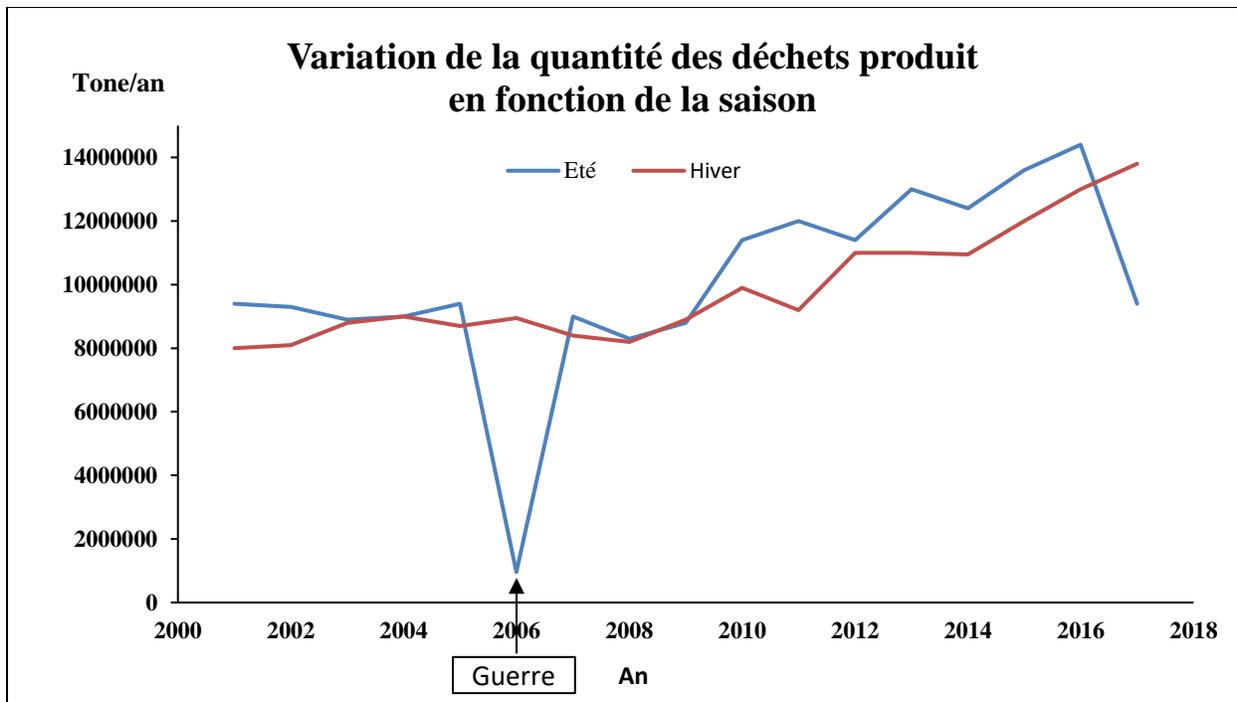


Figure 5: Variation de la quantité des déchets produit à Tripoli en fonction de la saison [3].

Les déchets dans la décharge de Tripoli sont de nature diverse, ils sont constitués majoritairement des matières organiques et des matières recyclables. Ces dernières contiennent souvent des déchets dangereux comme les déchets des soins médicaux et déchets industriels [3][112]. La figure 6 présente la composition des déchets enfouis dans la décharge de Tripoli. Les déchets organiques représentent 64%, suivi par les déchets de types papiers et carton qui représentent 15%. Les plastiques y sont détectés également en quantité non négligeable ; ils représentent 10%. Les déchets verres et métaux représentent respectivement 5 et 2%.

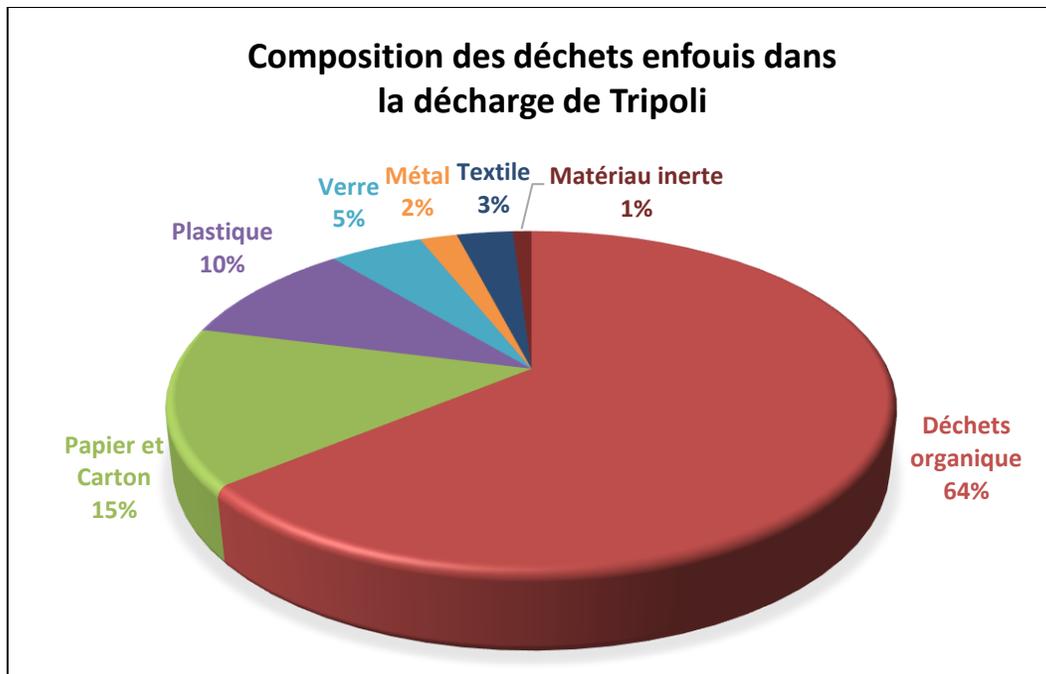


Figure 6: Composition des déchets enfouis à la décharge de Tripoli [3].

Les déchets sont déposés dans la décharge sans aucun tri. Ils sont épandus et compactés en couches de 50 cm et recouverts de 15 cm de sol inerte. La figure 7 montre l'évolution de la quantité de déchets dans la décharge de Tripoli et sa hauteur en fonction de temps. La quantité de déchets journalière déposée ne cesse d'augmenter. En 2001, le déchet journalier déposé sur la décharge de Tripoli était d'environ 300 tonnes contre environ 500 tonne/jour en 2019 (Figure 7). La hauteur de la décharge a doublé en seulement 8 ans (Figure 7). L'accumulation constante des déchets a transformé la décharge en une véritable montagne d'ordures de plus de 45 m de hauteur avec un grand risque d'effondrement (Figure 7). La décharge de Tripoli devient une des plus hautes et dangereuses décharges au Liban [3][112]. L'aspect physique de la décharge a été également changé et la figure 8 présente des images d'évolution de la décharge de Tripoli pour l'année 2000, 2013 et 2016.

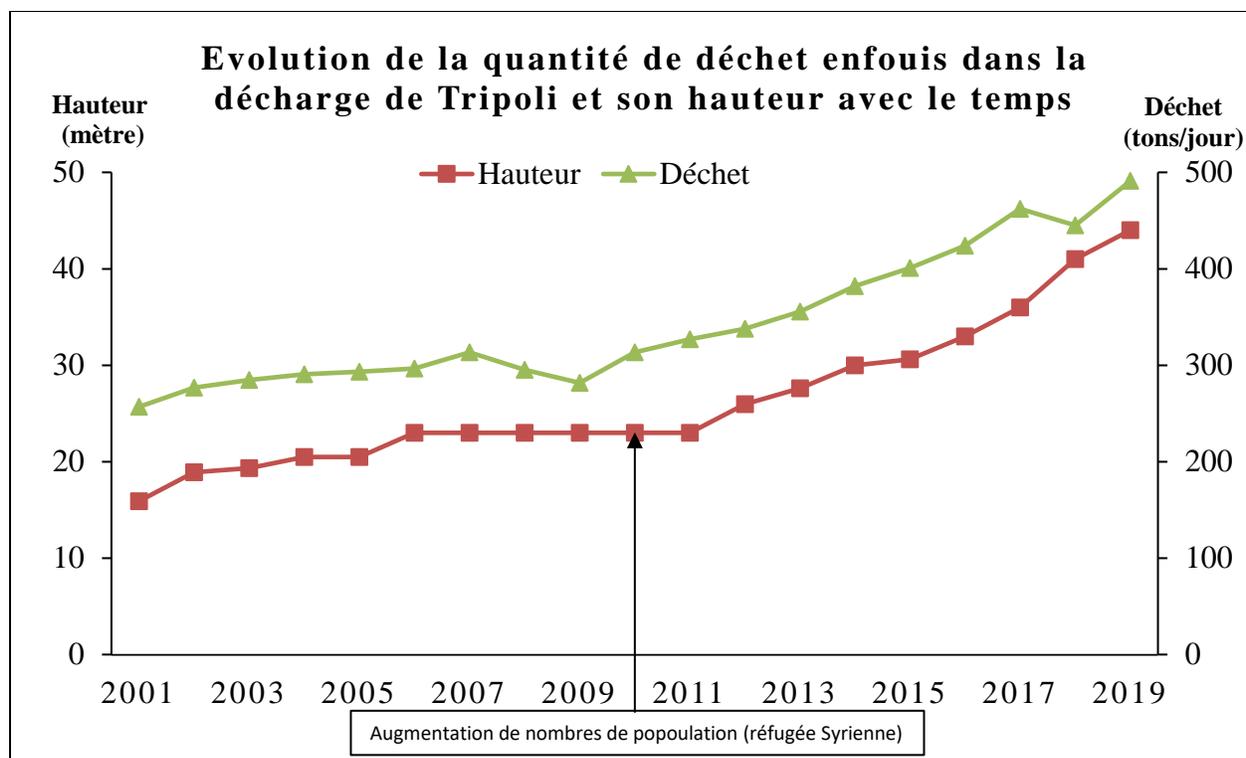


Figure 7: Evolution de la quantité de déchet mise en décharge dans la décharge de Tripoli et son hauteur en fonction de temps [3].



Figure 8: Images d'évolution de la décharge de Tripoli pour les années 2000, 2013 et 2016.

## II.4 Caractéristiques géologiques et climatiques du site de décharge

De point de vue géologique, la décharge de Tripoli est caractérisé par une couche imperméable «C6» formée de marnes et de calcaires marneux [5][114], située à un niveau constant d'environ 200 m sous le niveau de la mer. La carte géologique et la stratigraphie de Tripoli avec la carte d'élévation de leur bassin versant est présentées sur la Figure 9. Les autres couches perméables sont principalement formées par du sable marneux situé au-dessus de la couche "C6" [115]. Le site de la décharge de Tripoli est caractérisé par un climat méditerranéen. Le climat froid et humide est dominant en hiver et les précipitations se produisent principalement entre octobre et mars avec une moyenne annuelle de 700 mm/an. La période estivale est chaude et humide. La température annuelle y varie entre 1 et 35°C [116]. Les données climatiques de la zone actuelle, en termes de précipitations, d'humidité et de température ont été fournies par le site météorologique international (fr.tutiempo.net).

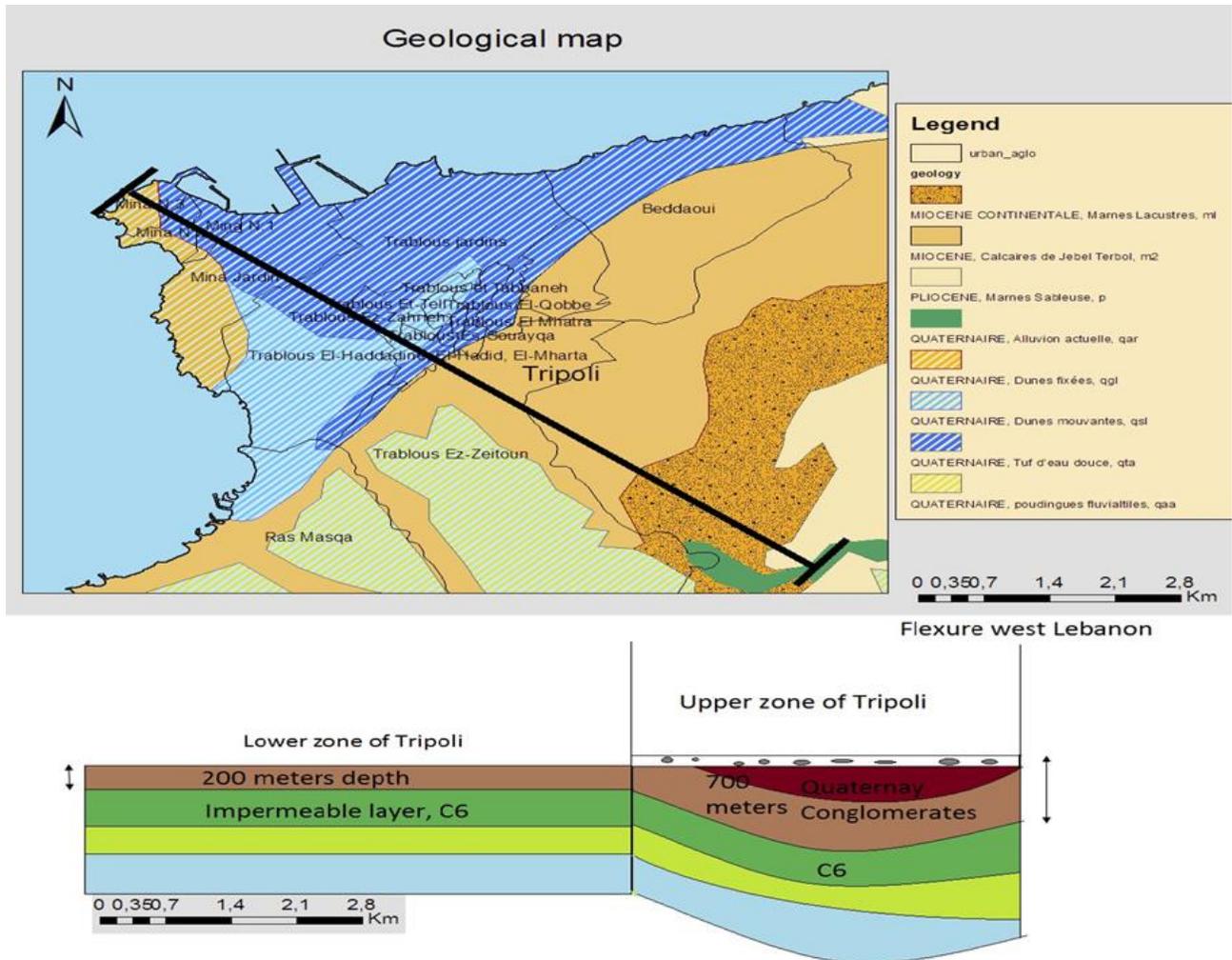


Figure 9: Carte géologique et stratigraphie de Tripoli avec la carte d'élévation de leur bassin versant [113].

## II.5 Etat de lieu de la décharge

Le corps de décharge à une structure physique hétérogène et il se compose de deux unités (deux couches). L'unité inférieure représente l'ancienne partie de la décharge avant la réhabilitation en 1999 et l'unité supérieure représente la nouvelle partie de la décharge après la réhabilitation. Ceci indique que les deux unités ont de différente profondeur, d'âge des déchets, de degré de compactage, et aussi de débit du percolât. Les lixiviats générés se drainent par un tuyau dans la partie inférieure, et avec un réseau de collecte et des fossés périphériques dans la partie supérieure. Ces lixiviats se jettent par la suite dans l'estuaire de la rivière Abou Ali, puis vers la mer Méditerranée [3][112].

Une station de traitement des lixiviats a été installée en 2009. Le traitement est basé sur le procédé de traitement biologique en aérobie avec la nitrification et dénitrification anoxique

suivit par clarification, chloration puis filtration sur sable. Cependant, cette station n'a pas fonctionné comme prévu en raison de colmatage des tuyaux de collecte de lixiviat lié à la continuation de la mise en décharge de nouveaux déchets. En effet, cette enchainement de la mise en décharge a conduit à une hausse du volume d'eau de pluie drainant la décharge en augmentant le volume de lixiviat. Ce dernier perturbe le fonctionnement de la station, elle a été dimensionnée pour fonctionner dans cette condition (2012-2013). Il y a eu des efforts pour tenter de faire fonctionner cette station mais les objectifs n'ont jamais été atteints [3][112]. En 2009, une station de traitement de biogaz a été installée à proximité ; elle permettait de suivre les teneurs d'oxygène et du méthane formées. Cependant, la station de biogaz ainsi que l'usine de traitement des lixiviats n'ont jamais été vraiment opérationnelles. D'une part, il y a de la défaillance technique des puits de collecte de gaz et pour bien fonctionner, l'installation de puits supplémentaires était nécessaire. Une autre cause est liée à l'accumulation de lixiviat dans les puits de gaz et la pénétration d'oxygène dans le système de collecte du méthane [3][112]. La décharge de Tripoli ne répondait pas aux réglementations sanitaires et environnementales. Elle constitue une menace et un danger pour la population et l'environnement voisin en cas d'explosion.

## **II.6 Ressources en eau dans la zone d'étude**

Les principales ressources en eau dans cette zone sont les eaux souterraines, la rivière Abou Ali, la source Rachaine, Hab et la source Abou Halqa. La zone d'étude est limitée par la mer Méditerranée. La ville de Tripoli se caractérise par un aquifère assez large divisée en deux parties, c'est la partie supérieure et basse. L'étude s'effectue dans la partie basse de l'aquifère qui est localisée dans la zone côtière de la ville limité par la rivière Abou Ali et la source Abou Halqa [117]. Les différentes sources d'eau à Tripoli sont soumises à un stress à cause de l'augmentation importante de la population dans la région de Tripoli et la mauvaise gestion de ses sources. En effet, ses sources sont contaminées par les égouts, les effluents industrielles, les déchets solides et ses percolâtes, ainsi que par l'intrusion saline [117][118].

### **II.6.1 Rivière Abou Ali**

La rivière d'Abou Ali ou Kadicha prend sa source à Becharri de la grotte de Qadicha, au Nord du Liban (1840 m). Elle traverse la vallée de Qadicha et se jette par la suite dans la mer de Méditerranée au niveau de la ville de Tripoli. Dans le bassin de la rivière, des dépôts carbonifères tertiaires ont été formés pendant les périodes Jurassique et du Crétacé [111]. Il s'agit d'un bassin versant complexe constitué de quatre secteurs dont le sous bassin versant I est entièrement urbanisé. Cette étude a été effectuée dans ce sous bassin versant I [118]. La figure 10 présente le bassin versant de la rivière Abou Ali à partir de la source de Kadicha vers l'embouchure. Le débit moyen annuel de la rivière est de 262 millions de m<sup>3</sup> [119]. A l'embouchure d'Abou Ali, la profondeur d'eau atteint 2,5 m. Cette rivière est très polluée de

point de vue microbiologique et chimique. En effet, une partie des égouts de la ville de Tripoli et les eaux usées de la région avoisinante sont déversées dans l'Abou Ali. En outre, la localisation de la décharge de déchets de Tripoli à l'embouchure du rivièr [118] et la présence des activités industrielles, agricoles et touristiques contribuent également à la pollution de la rivièr d'Abou Ali [111].

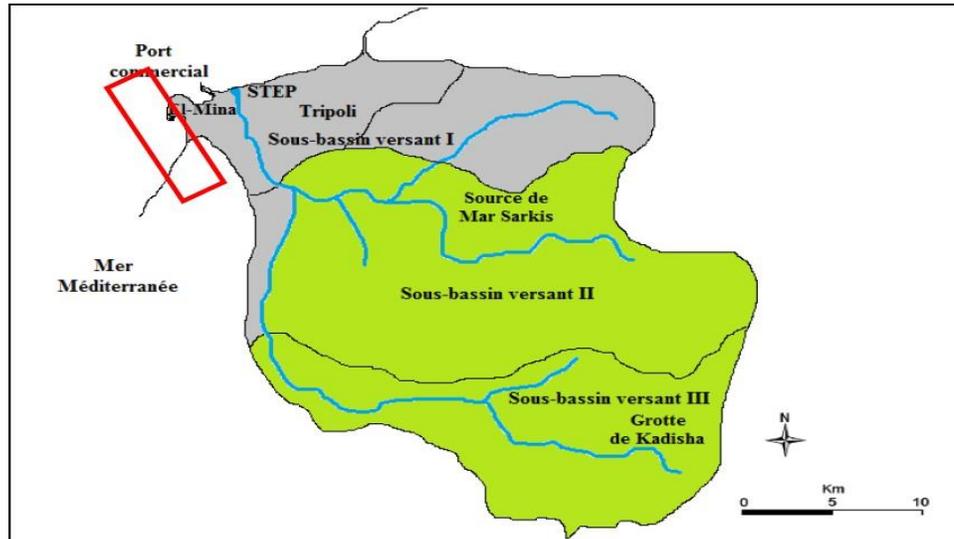


Figure 10: Trace et bassin versant de la rivièr Abou Ali de la source de Kadisha vers l'embouchure [118].

## II.6.2 Eau souterraine

L'eau souterraine constitue une source principale d'eau à Tripoli. Elle est récupérée par des puits et utilisées pour des besoins domestique et industrielle. Les puits de pompage sont classés en deux catégories: des puits publics de l'établissement des eaux du nord de Liban et des puits des immeubles privées. Ces puits sont soumis à des pompages intensifs en raison de l'augmentation progressive des habitants ce qui a abouti à la salinisation de l'aquifère [117].

## II.7 Stratégie d'échantillonnage

Pour évaluer les caractéristiques et l'évolution temporelle et saisonnière des lixiviat de la décharge de Tripoli, plusieurs campagnes d'échantillonnage de lixiviat ont été effectuées à la décharge. Les prélèvements des échantillons de lixiviat ont été effectués dans les deux unités de la décharge de Tripoli. Les lixiviat issus des deux unités ont été collectés à la sortie des tuyaux de drainage du lixiviat. L'échantillonnage a été effectué tous les 2 mois, à partir de septembre 2017 jusqu'à octobre 2018. Au total sept campagnes d'échantillonnage ont été effectués à l'unité supérieure (unité récente ou unité B). Cependant, pour l'unité inférieure (unité ancienne ou unité A), seulement 4 campagnes de prélèvements ont été effectués en raison d'état de sécheresse de lixiviat. Ces campagnes étaient de septembre 2017 à avril 2018. La figure 11 présente une

photo du tuyau de conduite de lixiviats et le prélèvement sur le terrain des échantillons du lixiviat de la décharge de Tripoli. Entre mai à septembre 2018, le lixiviat à l'unité inférieure a été affaibli. Ceci pourrait être dû à la déviation du lixiviat car la paroi périphérique de la décharge a été endommagée [112]. Cette altération était dû à des remblais à côté de la mer et de la décharge pour la création de la nouvelle zone économique et/ou le retrait des déchets organiques suite au démarrage de l'usine de tri pendant un certain temps [112].

La figure 12 représente la zone d'étude et les sites d'échantillonnages du lixiviat de la décharge de Tripoli. Pour les analyses des micropolluants organiques tous les échantillons ont été collectés en duplicata dans des bouteilles en verre ambré préalablement pré-calcinées. Concernant les contaminants inorganiques, les prélèvements ont été effectués dans des flacons en plastiques préalablement lavées par l'eau acidifiée à 10 % d'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) puis avec de l'eau ultra pure. Sur le terrain, les bouteilles ont été rincées trois fois avec l'échantillon avant chaque prise d'échantillon. L'échantillonnage des lixiviats a été effectué à partir des points de rejet des lixiviats à l'extérieur de la décharge (Figure 11 et 12). Les échantillons prélevés sont immédiatement transportés au laboratoire et filtrés sur des filtres pré-calcinés de  $0.45 \mu\text{m}$ , une partie de la phase dissoute a été acidifiée pour l'analyse des métaux. Puis les échantillons ont été conservés à l'obscurité à  $4^\circ\text{C}$  jusqu'à l'analyse [120].



Figure 11: Photos de prélèvement des échantillons du lixiviat de la décharge de Tripoli.

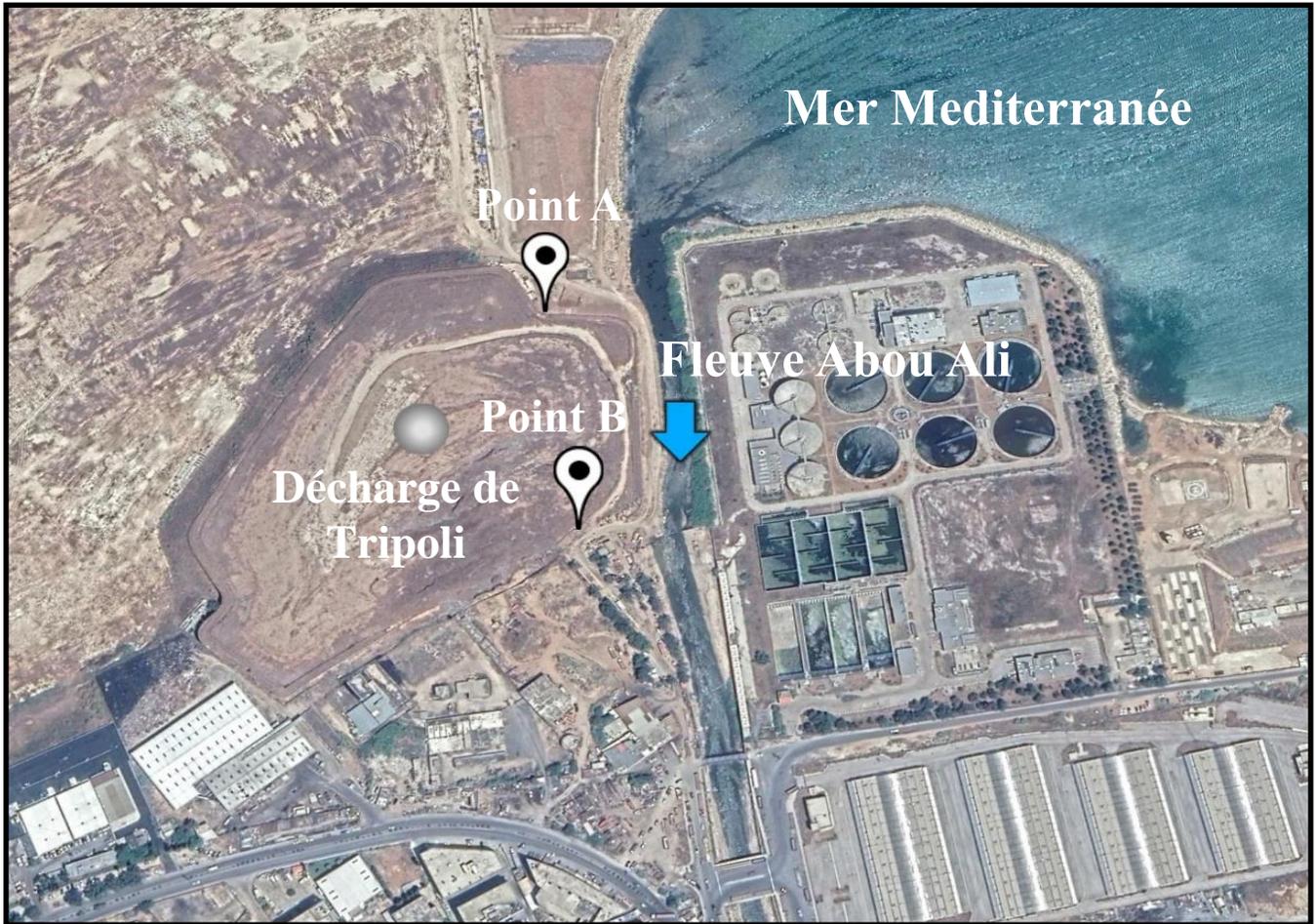


Figure 12: Les deux sites d'échantillonnage des lixiviats de la décharge de Tripoli.

## II.8 Méthodes d'analyses

Les paramètres physico-chimiques peuvent révéler la qualité ou la pollution de l'eau. Dans cette étude, de nombreux paramètres ont été mesurés. Ces paramètres ont été classés en deux catégories telles que les paramètres physiques et les paramètres chimiques incluant les polluants organiques et inorganiques (métalliques et non métalliques).

### II.8.1 Paramètres physique

Plusieurs paramètres physiques ont été mesurés sur site et au laboratoire. Les méthodes d'analyse sont listées ci-dessous.

- a- *Débit* : L'estimation de débit est importante pour déterminer la quantité de lixiviat formée et aussi de pour calculer les flux d'apports des polluants par le lixiviat dans

l'environnement voisin. La détermination du débit se fait d'une façon manuelle à l'aide d'une éprouvette graduée et un chronomètre.

- b- Paramètres classiques : Plusieurs paramètres classiques comme la conductivité électrique (CE), potentiel d'oxydoréduction (ORP), la salinité (Sal) et les sels dissous totaux (TDS) ont été mesurés in situ à l'aide d'un multimètre (équipement Thermo Scientific).
- c- Turbidité : La mesure de la turbidité permet d'identifier l'état des lixiviats. Elle traduit la présence de particules en suspension tels que les débris organique, l'argile et les organismes microscopiques. Elle a été mesurée à l'aide d'un turbidimètre portable (instruments HI93703 Hanna) et exprimée en unité néphélométrique (NTU).
- d- Matière en suspension (MES) et Matière volatil en suspension (MVS) : Les MES et MVS traduisent la présence des particules solides minérales et organiques. Ils sont déterminés selon des méthodes spécifiques pour l'analyse des eaux usées [120].

## II.8.2 Paramètres chimiques

Les paramètres chimiques mesurés dans cette étude sont les polluants organiques et inorganiques. Les méthodes d'analyse sont présentées dans les sections ci-dessous.

### II.8.2.1 Paramètres inorganiques

- a- pH : La mesure du pH dans le lixiviat est importante car l'ensemble des paramètres physico-chimiques y sont très souvent liés [1]. Il est mesuré in situ à l'aide d'un multimètre (équipement Thermo Scientific).
- b- Nitrates : Le dosage des ions nitrates a été réalisé en présence d'acide 2,4-phénoldisulfonique, où il réagissent avec les ions  $\text{NO}_3^-$  en développant une couleur jaune [120][121].
- c- Sulfates : Le dosage des ions sulfates a été réalisé par précipitation en sulfate de baryum avec une solution de chlorure de baryum stabilisée en milieu chlorhydrique. La mesure est ensuite réalisée par néphélométrie selon la norme française AFNOR NFT 90-040 (1986) [120].
- d- Alcalinité : L'alcalinité a été déterminée par mesure du « Titre Alcalimétrique Complet » ou le TAC, d'après la norme française NFT 90-036 (1977) [120].
- e- Ions chlorure : Le dosage des chlorures a été réalisé par la méthode de Mohr, en utilisant le nitrate d'argent en présence du chromate de potassium comme indicateur selon la norme française AFNOR NF (T90-014) [120].
- f- Orthophosphates : Le dosage des orthophosphates a été réalisé par colorimétrie en utilisant le réactif molybdique donnant un dérivé coloré avec les phosphates (complexe phosphomolybdique de couleur bleue) [120].
- g- Phosphore total : Le dosage du phosphore total sous forme d'ions orthophosphates après minéralisation acide au persulfate a été effectué selon la norme AFNOR NFT90-023, NF EN ISO 6878 Avril 2005 [120][122].

- h- Azote Kjeldahl : La méthode Kjeldhal permet d'analyser la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal présent dans l'échantillon après minéralisation en milieu acide et distillation par l'entraînement à la vapeur d'eau (Buchi Labor Technik AG CH-9230) [120].
- i- Éléments trace métalliques : Les éléments métalliques analysés dans cette étude sont des suivants : Aluminium (Al), cadmium (Cd), cuivre (Cu), chrome (Cr), plomb (Pb), zinc (Zn), nickel (Ni), fer (Fe), calcium (Ca), potassium (K), manganèse (Mn), magnésium (Mg), titane (Ti), arsenic (As), baryum (Ba), cobalt (Co), mercure (Hg), molybdène (Mo), strontium (Sr) et le vanadium (V). À l'arrivée au laboratoire les échantillons ont été filtrés sur des filtres de 0.45 µm, ensuite ils sont acidifiés par l'acide nitrique concentrée à pH~2 et enfin sont analysés par spectroscopie d'émission atomique par plasma à couplage inductif (ICP-AES) ou par ICP-MS. La méthode d'analyse des métaux a été validée avec des solutions standard connues de chaque métal. Les résultats sont présentés sous forme de moyenne à partir de 4 répétitions pour chaque échantillon.

#### II.8.2.2 Paramètres organique classique

- a- Demande chimique en oxygène (DCO) : La demande chimique en oxygène est la quantité d'oxygène consommée par les matières organiques existantes dans les eaux naturelles ou résiduaires, dans des conditions opératoires définies. Cette mesure permet la caractérisation de toutes les eaux brutes ou traitées par voie biologique ou physico-chimique. La détermination de la DCO est effectuée selon la méthode d'AFNOR (NF T90-101 Février 2001) [120].
- b- Demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>) : La demande biologique en oxygène exprime la quantité d'oxygène (mg/l O<sub>2</sub>) nécessaire à la dégradation de la matière organique biodégradable d'une eau par les microorganismes du milieu pendant 5 jours. Ce paramètre traduit la consommation d'oxygène relative au phénomène d'autoépuration. La détermination de la DBO est effectuée selon la méthode d'AFNOR (NF T90-101) [120].

#### II.8.2.3 Composés organiques xénobiotiques

Quatre familles de micropolluants organiques ont été sélectionnées pour cette étude. Parmi eux, la détection et quantification de substances réglementaires et prioritaires de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) et l'Agence de Protection de l'Environnement des états unis (US-EPA) sont effectués, à savoir, les 16 HAP, 28 PCB, 6 phtalates, et 5 Phénols et ses dérivées (Bis phénols). Les composés organiques cibles de chaque famille avec leur structure générale sont présentée dans la figure 13.

16 HAP: Naphtalène (N), Acenaphtylène (Ayl), Acenaphtène (Aen), Fluorène (F), Phénanthrène (Phe), Anthracène (Ant), Pyrène (Pyr), Fluoranthène (Fl), Benzo [a] anthracène (BaA), Chrysen (Ch), Benzo [b] fluoranthène (BbF), Benzo [K] fluoranthène (BkF), Benzo [a]

Pyrène (BaP), Benzo [ghi] pérylène (Bghi), Dibenzo [ah] anthracène (DhA), Indeno [1,2,3-cd] pyrène (IP).

28 PCB: 2,4'-Dichlorobiphenyl, 2,2,5'-Trichlorobiphenyl, 2,4,4'-Trichlorobiphenyl, 2,2,3,5'-Tetrachlorobiphenyl, 2,2,5,-Tetrachlorobiphenyl, 2,3',4,4-Tétrachlorobiphényle, 2,2,4,5,5-Pentachlorobiphényle, 3,3,4,4-Tétrachlorobiphényle, 3,4,4,5-Tétrachlorobiphényle, 2,3,4,4,5-Pentachlorobiphényle, 2,3,3,4,4-Pentachlorobiphényle, 2,3,4,4,5-Pentachlorobiphényle, 2,2,3,3,4,4-Hexachlorobiphényle, 3,3',4,4',5-Pentachlorobiphényle, 2,2,3,4,4,5-Hexachlorobiphényle, 2,2,3,4,5,5,6-Heptachlorobiphényle, 2',3,4,4',5-Pentachlorobiphényle, 2,3',4,4',5,5'-Hexachlorobiphényle, 2,3,3,4,4,5-Hexachlorobiphényle, 2,3,3,4,4,5-Hexachlorobiphényle, 3,3',4,4',5,5'-Hexachlorobiphényle, 2,2',3,3',4,4',5-Heptachlorobiphényle, 2,2',3,4,4',5-Heptachlorobiphenyl, 2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphényle, 2,3,3',4,4',5,5'-Heptachlorobiphényle, 2,2',3,3',4,4',5,6-Octachlorobiphényle, 2,2',3,3',4,4',5,5',6-Nonachlorobiphényle, Décachlorobiphényle.

6 PAE: Phtalate de diméthyle (DMP), Phtalate de diéthyle (DEP), Phtalate de di-n-butyle (DNBP), Phtalate de butyle benzyle (BBP), Phtalate de bis-2-éthylhexyle (DEHP), Phtalate de di-n-octyle (DNOP).

4 Bisphénol et 1 dérivé d'alkylphénol: Bisphénol F (BPF), Bisphénol E (BPE), Bisphénol C (BPC), Bisphénol G (BPG) et 4-Nonylphenol (4-NP).

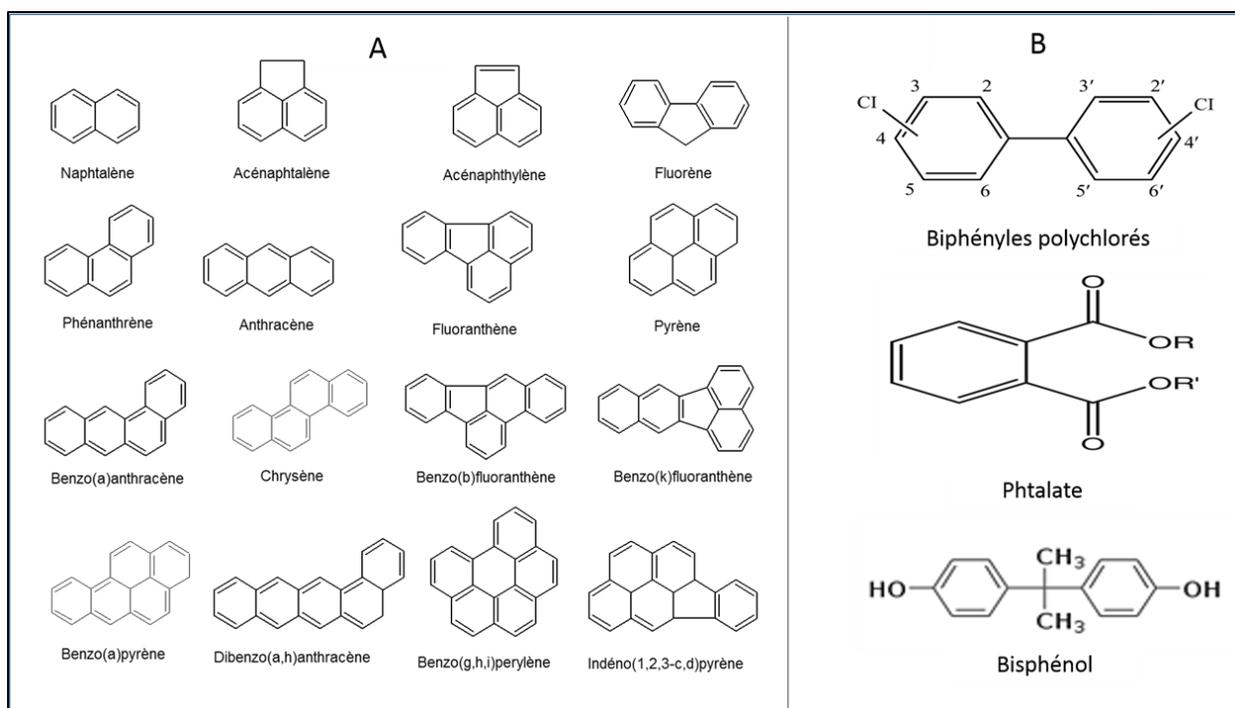


Figure 13: A : Structures des 16 HAP étudiés dans notre travail et classés comme substances prioritaires par l'US-EPA, B : Structure générale de PCB, phtalate et bisphénol.

La procédure d'analyse des polluantes organiques persistantes (POP) utilisée dans ce travail est présentée dans la figure 14 et elle est brièvement décrite dans la section suivante.

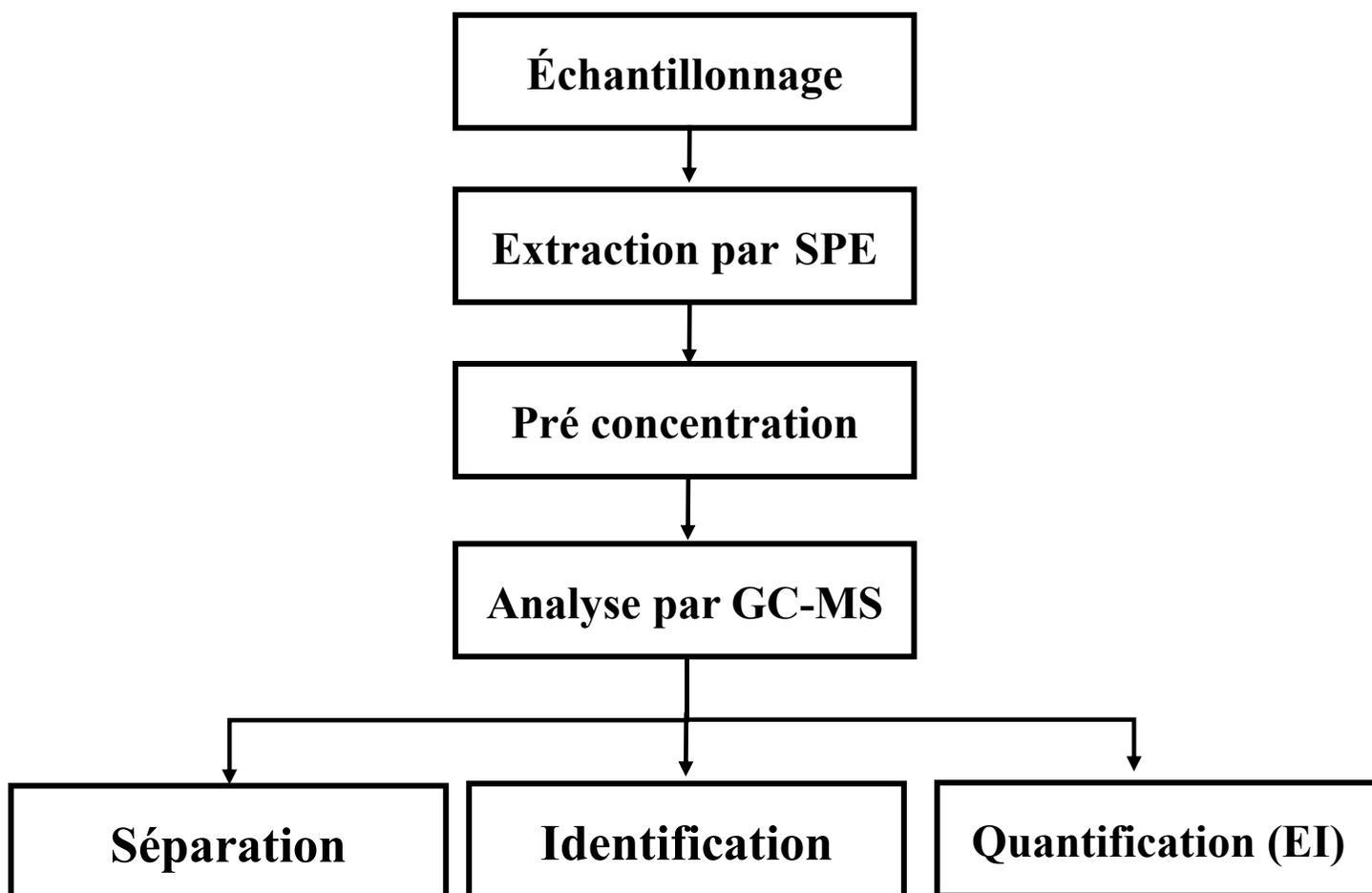


Figure 14: La procédure d'analyse des micropolluants organiques utilisée dans ce travail.

#### II.8.2.3.1. Extraction des micropolluants organique par SPE

L'extraction des micropolluants organiques en phase dissoute du lixiviats a été réalisée par la méthode d'extraction sur phase solide (SPE) en utilisant des cartouches C18 [123]. Les échantillons de lixiviats sont filtrés sur filtre en fibre de verre Whatman (0,45  $\mu\text{m}$ ), puis acidifiés à pH~2 par l'acide sulfurique concentrée, ensuite ils sont dopés avec des étalons internes correspondant aux composés cibles. Ces standards internes, initialement absents des échantillons, sont ajoutés en quantité précise et connue avant l'étape d'extraction et vont se comporter d'une manière similaire aux molécules d'intérêts durant la suite du protocole analytique. Cette méthode de quantification permet de s'affranchir de l'incertitude liée au volume injecté et également de certaines pertes (par volatilisation ou adsorption sur les parois) intervenant lors des différentes

étapes du protocole. Par ailleurs, la quantification par standards internes permet de tenir compte d'éventuels effets de matrice lors de l'analyse.

Pour l'extraction, les cartouches C18 ont été d'abord conditionnées par 9 ml d'acétonitrile puis 9 ml de 2-propanol et ensuite par 12 ml d'un mélange d'eau Milli-Q/2-propanol (85/15, v/v) acidifié à pH~2,5 par l'acide sulfurique. Ensuite 100 ml des lixiviats ont été passés à travers les cartouches avec un faible débit de façon gravitaire, ensuite les cartouches ont été lavées avec le mélange d'eau Milli-Q/2-propanol. Après lavage, les cartouches sont séchées sous flux d'azote pendant 10 min. Finalement les composés ciblés ont été élués avec 12 ml d'un mélange de hexane/acétone/2-propanol (90/5/5, v/v/v) suivi de 3 ml de dichlorométhane. L'extrait a ensuite été concentré à un volume de 200 µl sous flux d'azote et maintenu à 4 °C jusqu'à l'analyse par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse (GC-MS).

#### *II.8.2.3.2. Analyse des micropolluants organiques par GC-MS*

Chaque groupe de composés organiques a été analysé séparément, en utilisant la chromatographie en phase gazeuse (GC-MS) (Agilent 7890B), équipé d'une colonne capillaire Zebron ZB-XLB-HT (30 m x 0,25 mm de diamètre intérieur x 0,25 µm d'épaisseur de film), et couplée à un spectromètre de masse (MS) triple quadripôle (TQ) série 7000/7010 fonctionnant en mode de stockage d'ions (SIS) ou de balayage complet (FS). L'hélium a été utilisé comme gaz vecteur à un débit constant de 1,2 ml/min. Chaque composé ciblé a été identifié en fonction du temps de rétention et son masse molaire (ion de qualification), et la quantification a été effectuée en mode SIS en utilisant les ions les plus abondants pour une solution standard spécifique pour chaque groupe cible. Les tableaux 2 et 3 présentent la formule chimique, ion de qualification, ions de quantification, le temps de rétention et autre caractère pour chaque composé étudié dans cette recherche.

**Tabl 2:** Tableau qui présente la formule chimique, ion de qualification, ions de quantification, temps de rétention et autre caractère des PCBs et HAPs concernée par cette étude.

Etalon interne	PCB	Formule chimique	Ions de qualification (m/z)	Ions de quantification (m/z)	TR (min)	N° d'atome chlore
	CB 8	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub> Cl <sub>2</sub>	222	151,9-221,9-223,9	15,25	2
TCN	CB 18	C <sub>12</sub> H <sub>7</sub> Cl <sub>3</sub>	256	185,9-255,9-257,8	16,57	3
	CB 28	C <sub>12</sub> H <sub>7</sub> Cl <sub>3</sub>	256	185,9-255,8-257,8	18,73	3
	CB 44	C <sub>12</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>4</sub>	290	221,9-289,8-291,8	19,82	4
	CB 52	C <sub>12</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>4</sub>	290	219,9-221,9-254,8	20,56	4
CB 112	CB 66	C <sub>12</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>4</sub>	290	183,9-219,8-221,8	22,73	4
	CB 101	C <sub>12</sub> H <sub>5</sub> Cl <sub>5</sub>	324	183,9-253,8-325,7	23,45	5
	CB 77	C <sub>12</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>4</sub>	290	149,9-289,7-291,7	25,2	4
	CB 81	C <sub>12</sub> H <sub>6</sub> Cl <sub>4</sub>	290	219,8-289,7-291,7	25,69	4
	CB 114	C <sub>12</sub> H <sub>5</sub> Cl <sub>5</sub>	324	253,8-325,7-327,7	26,28	5
	CB 105	C <sub>12</sub> H <sub>5</sub> Cl <sub>5</sub>	324	253,8-325,7-327,7	26,52	5
	CB 123	C <sub>12</sub> H <sub>5</sub> Cl <sub>5</sub>	324	253,8-323,7-325,7	26,98	5
	CB 128	C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>6</sub>	358	289,7-359,7-361,7	27,20	6
	CB 126	C <sub>12</sub> H <sub>5</sub> Cl <sub>5</sub>	324	253,8-325,7-323,7	27,72	7
	CB 138	C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>6</sub>	358	289,7-287,7-359,7	28,49	6
	CB 187	C <sub>12</sub> H <sub>3</sub> Cl <sub>7</sub>	392	161,9-323,7-393,6	28,99	6
OCN	CB 118	C <sub>12</sub> H <sub>5</sub> Cl <sub>5</sub>	324	253,8-325,7-327,7	29,62	5
	CB 167	C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>6</sub>	358	144,9-289,7-359,7	29,85	7
	CB 157	C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>6</sub>	358	144,9-289,7-359,7	30,21	6
	CB 156	C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>6</sub>	358	144,9-289,7-359,7	31,32	6
	CB 169	C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>6</sub>	358	289,7-357,7-359,7	31,52	6
	CB 170	C <sub>12</sub> H <sub>3</sub> Cl <sub>7</sub>	392	323,7-393,9-395,6	31,74	5
	CB 180	C <sub>12</sub> H <sub>3</sub> Cl <sub>7</sub>	392	323,7-393,6-395,6	33,18	7
	CB 153	C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>6</sub>	358	289,7-359,6-361,6	33,65	6
	CB 189	C <sub>12</sub> H <sub>3</sub> Cl <sub>7</sub>	392	323,7-393,6-395,6	35,17	7
	CB 195	C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>6</sub>	426	285,7-287,7-357,7	35,25	8
	CB 206	C <sub>12</sub> HCl <sub>9</sub>	460	321,7-323,7-391,6	38,04	9
	CB 209	C <sub>12</sub> Cl <sub>10</sub>	494	283,7-285,7-355,6	39,24	10
	HAP					N° des cycles
Nap-d8	Nap	C <sub>10</sub> H <sub>8</sub>	128	128-102	8,48	2
	Acy	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub>	152	76-152	11,65	3
Ace-d10	Ace	C <sub>12</sub> H <sub>10</sub>	154	154-153	12,08	3
	Fl	C <sub>13</sub> H <sub>10</sub>	166	82,3-166-167	13,59	3

<b>Phé-d10</b>	Phe	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	178	152-178	17,12	3
	Ant	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	208	152-178	17,39	3
	Pyr	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	202	101-202	22,98	4
<b>Pyr-d10</b>	Fl	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	202	101-202	24,15	4
	BaA	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	228	114-226-228	31,55	4
	Ch	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	228	114-226-228	31,82	4
	BbF	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252	126-250-252	38,84	5
	BkF	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252	126-250-252	38,99	5
	BaP	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252	126-250-252	40,94	5
<b>Péry-d12</b>	DhA	C <sub>22</sub> H <sub>14</sub>	276	138-276-277	49,39	5
	Bghi	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	278	139-278-279	49,5	6
	IP	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	276	138-276-277	51,92	6

**Tab 3:** Tableau qui présente la formule chimique, ion de qualification, ions de quantification, temps de rétention des Phtalates, Bisphénols, et 4-Nonylphénol concernée par cette étude.

<b>Étalon interne</b>	<b>PAE</b>	<b>Formule chimique</b>	<b>Ions de qualification (m/z)</b>	<b>Ions de quantification (m/z)</b>	<b>TR (min)</b>
	DMP	C <sub>10</sub> H <sub>10</sub> O <sub>4</sub>	194	77,163,164	11,44
	DEP	C <sub>12</sub> H <sub>14</sub> O <sub>4</sub>	222	149,150,177	13,16
<b>DPP</b>	DNBP	C <sub>16</sub> H <sub>22</sub> O <sub>4</sub>	278	149,150,223	19,51
	BBP	C <sub>19</sub> H <sub>20</sub> O <sub>4</sub>	312	91,149,206	27,8
	DEHP	C <sub>24</sub> H <sub>38</sub> O <sub>4</sub>	390	149,150,167	31,24
	DNOP	C <sub>24</sub> H <sub>38</sub> O <sub>4</sub>	390	149,150,279	35,68
	Bisphénols				
	BPF	C <sub>13</sub> H <sub>12</sub> O <sub>2</sub>	74.9	76.9-41	11,44
<b>BPA-d16</b>	BPE	C <sub>14</sub> H <sub>14</sub> O <sub>2</sub>	104.9	76.9-104.9-90.9	16,35
	BPC	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub> C <sub>12</sub> O <sub>2</sub>	178.7	178.9-291.8-179.6	18,28
	BPG	C <sub>21</sub> O <sub>2</sub>	343.6	343.6	23,17
	Dérivé d'alkyl Phénols				
<b>BPA-d16</b>	4-NP	C <sub>15</sub> H <sub>24</sub> O	74.9	74.9-76.9-41	7,09

Les concentrations ont été déterminées selon une courbe d'étalonnage interne à cinq points, un étalon interne a été ajouté pour chaque solution étalon afin d'être compatible avec les propriétés des composés ciblés et de s'assurer les performances analytiques de la méthode utilisée. La précision et l'exactitude de la méthode ont été déterminées par une analyse en double des échantillons, ainsi qu'un double de blanc de méthode a été analysé à chaque série

d'échantillonnage, pour garantir l'absence de contamination. La précision a été confirmée par l'extraction des analytes enrichis. Pour la quantification, on établit une droite d'étalonnage selon la méthode des étalons internes qui permet d'avoir la régression linéaire qui suit :

$$\frac{A_x}{A_i} = a * \frac{C_x}{C_i} + b$$

Où :  $A_x$  = Aire du pic du composé  $x$ ,  $A_i$  = Aire du pic d'étalon interne,  $C_x$  = Concentration connue dans la solution commerciale,  $C_i$  = Concentration en étalon interne.

Après la détermination des droites de régressions, il devient alors possible de déterminer la concentration d'un composé dans un échantillon par la relation:

$$\frac{\frac{A_x}{A_i} - b}{a} * C_i = C_x$$

L'analyse statistique des données a été effectuée avec le logiciel Excel et SPSS<sup>1</sup>.

---

<sup>1</sup> Logiciel utilisé pour l'analyse statistique. Il est maintenant officiellement nommé «IBM SPSS Statistics», peut prendre des données à partir de presque n'importe quel type de fichier et les utiliser pour générer des rapports sous forme de tableaux, des graphiques et des diagrammes de distributions et de tendances, statistiques descriptives et des analyses statistiques complexes.

## **III-Résultats Et Discussion**

### **III.I Seasonal variation of leachate from Municipal Solid Waste Landfill of Tripoli (Lebanon)**

Ahmad Moustafa<sup>1,2,3</sup>, Mariam Hamzeh<sup>3</sup>, Sopheak Net<sup>1</sup>, Moamen Baroudi<sup>3</sup>, Baghdad Ouddane\*<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Univ. Lille, CNRS LASIRE UMR 8516, Equipe Physico-chimie de l'Environnement, F-59000 Lille, France.*

<sup>2</sup> *Lebanese University, Department of Environmental Biotechnology, Biotechnology Laboratory, Doctoral school-AZM Center for research in biotechnology and its application, Tripoli, Lebanon.*

<sup>3</sup> *Lebanese University, Department of Health and Environment, Laboratory of Sciences and Water Environment, Faculty of public health section III, Tripoli, Lebanon.*

***Submitted to International Journal of Environmental Science and Technology***

## Abstract

Municipal solid waste constitute one of major worldwide environmental pollution concern. This is due to the failure of the waste management system and the huge distribution of uncontrolled dumpsites nationwide. Tripoli landfill is one of the hazardous dumpsites in Lebanon due to the drainage of their leachate to surroundings water system without any treatment. The objective of this study is to investigate the seasonal variation of leachate characteristics in Tripoli landfill. Major leachate quality parameters and 21 metals were periodically monitored. Larger amounts of organic and metallic pollutants were found in the new unit compared to the old one, indicating the heterogeneous state of landfill organization. The results show that leachate is highly contaminated and high values of the leachate pollution index (LPI) were calculated, which indicates the high contamination potential of leachate on the surrounding environment and especially the coastal area nearby if no waste management is completed.

**Keywords:** Leachate, trace metals, organic matter, waste, pollution

### III.I.1. Introduction

Municipal solid waste landfill continues to increase in Lebanon, constituting a major challenge facing our government. The disposal of municipal waste into a landfill is the most common method used in several countries, due to the low cost and facility of implementation [124][125]. This disposal method needs a high standard of environmental protection [3], due to the uncontrolled progress of landfill areas. This disposal method generate the hazardous environmental product like odors, toxic biogas, and liquid effluent, which constitute a risk to human health and to the environment. Thus toxic products can contaminate soil, and water resources [124][126][127]. Leachate or commonly known as "discharge juice" is the liquid effluent generated from municipal waste into landfills. It comes from the rainwater passed through the deposits and water resulting from wastes degradation [128]. It is considered one of the highly contaminated resources worldwide due to its oversaturation of physical, organic and mineral products and biological pollutants [17][129].

Leachate composition is influenced by many factors including waste characteristics, decomposition and degree of compaction, exploitation technique, design, landfill age, geological and climatic condition [17][129]. Simultaneously other important factors affect leachate quality such as chemicals, biochemical, and physicochemical processes (adsorption, speciation, and redox reduction, the degree of decomposition, humidity degree, available oxygen, pH and internal temperature) [130]. It has been reported in the literature that chemical analysis alone may not be sufficient to determine the toxicity of leachate. Therefore, Kumar and Alappat (2005) [131] introduce the leachate pollution index (LPI) based on multiple biological and chemical test results of the landfill leachate, that provides a better appreciation of the potential pollution of leachate quantitatively.

Many studies were conducted globally on landfill sites concerning their environmental state and human effect, where in many developing countries; the potential of contamination issue is more serious due to the absence of solid waste management strategy [132]. Lebanon currently produces 6,500 tons of solid household waste per day, (52.5% organic materials, 36.5% paper, cardboard, plastic, iron and glass, and 11% exhaust and other materials) [112]. In addition it produce annually about 50,000 tons of hazardous solid waste, including hazardous chemical industrial wastes; electronic waste; expired medicines; waste from health institutions; used oils; used tires; used batteries; persistent organic pollutants (POPs) in the energy sector; slaughterhouse waste, construction waste. Most of these hazardous solid waste are disposed of randomly or mixing with the household waste, 85% of these wastes including the hazardous waste are currently disposed into dump sites, while the 15% remaining quantity is subject to recover materials [133].

According to the Lebanese ministry of environment, 617 municipal solid waste (MSW) dumpsites were identified in 2016. Among them, 55%, 43% and 2% were classified respectively into operational dumpsite, non-operational dumpsite, and inaccessible. The largest MSW

dumpsites in terms of volume of waste are located in Tripoli, Akkar, Jbeil and Zahle Cazas. The risk sensitivity index (RSI) of Lebanese dumpsites based on the Lebanese ministry of environment and United Nations Development Program (UNDP) research indicates that Tripoli landfill had a high RSI value (40.7). This value is the highest RSI score in Lebanon. It is important to note that waste leachate of the Lebanese landfills are eliminated without any treatment, that due to hazardous effect on the environment and human health [5].

Therefore, knowledge of leachate characteristics is necessary to minimize and avoid environmental contamination [134]. However, it is difficult to characterize the chemical composition of leachate from one sampling. In addition, leachate characteristics change from site to others and depend on the sampling time due to several factors already cited [135]. The present study aimed to characterize and investigate the seasonal variation of leachate characteristics collected from the landfill of Tripoli-Lebanon. To our knowledge, there is no information on the characteristic of the Tripoli MSW dumpsites is available in the literature. Additionally, this study aimed to assess qualitatively and quantitatively the pollutants flux to the estuary and Sea nearby.

Indeed, these fluxes of pollutants can affect the marine fauna and thus human health via the food chain and touristic activities.

## **III.I.2. Materials and methods**

### **III.I.2.1 Landfill area characteristics.**

Tripoli is the second-largest city in Lebanon with its 450-550 thousand inhabitants. It is characterized by a Mediterranean climate: cold and wet during the winter, where precipitation principally occurs between October and March with annual precipitation of 700 mm/year. The summer is hot and dry during June, July, August, and September. The annual temperature varied between 1 and 35 °C [116]. Climatic data for the current area, in terms of rainfall, humidity, and temperature, were provided by the international meteorological site (fr.tutiempo.net).

The Tripoli landfill is located on the coastal area of the Mediterranean Sea, at the Abu Ali River estuary see figure 15, (34° 27' 19.49" N, 35° 50' 26.91" E, North Lebanon). The site was being used as an uncontrolled dumpsite catering for over 20 years till 1999 when a project was initiated to rehabilitate the site and to operate it as a controlled landfill, occupies a total surface area of 60 000 m<sup>2</sup>. This active landfill receive urban wastes from the Al Fayhaa Union municipalities with an amount ranged from 11154 to 16821 tons/month. This waste, including hazardous elements like medical and industrial materials. The waste materials are discharged within the assigned region without sorting then spread and compacted in layers of 50 cm and covering with 15 cm of inert soil.

The landfill body has a heterogeneous physical structure. It constitute of two units (two layers), the lower unit (old) and the upper unit (new), indicating that there a different condition like depth, age of waste, degree of compaction, the flow rate of leachate. The generated leachate is drained out by a pipe in the lower part, and with a pipe system and periphery ditches to output pipes in the upper part, where they flow into Abou Ali River estuary, which leads to the beach in the Mediterranean Sea. The constant accumulation of rubbish has transformed the area into a veritable mountain of trash with more than 45 m high making it one of the highest in the Lebanon.

Figure 15 presents a map of the location and the sampling point of Tripoli landfill. The geological site of Tripoli landfill is characterized by impermeable layer “C6” formed by marl and marl limestone [136][114], located at a constant level of about 200 m below the sea level. Other permeable layers mainly formed by marl sand located above the “C6” layer (Figure 16) [115].



Figure 15: A map showing the location and the sampling points of leachate from Tripoli landfill.

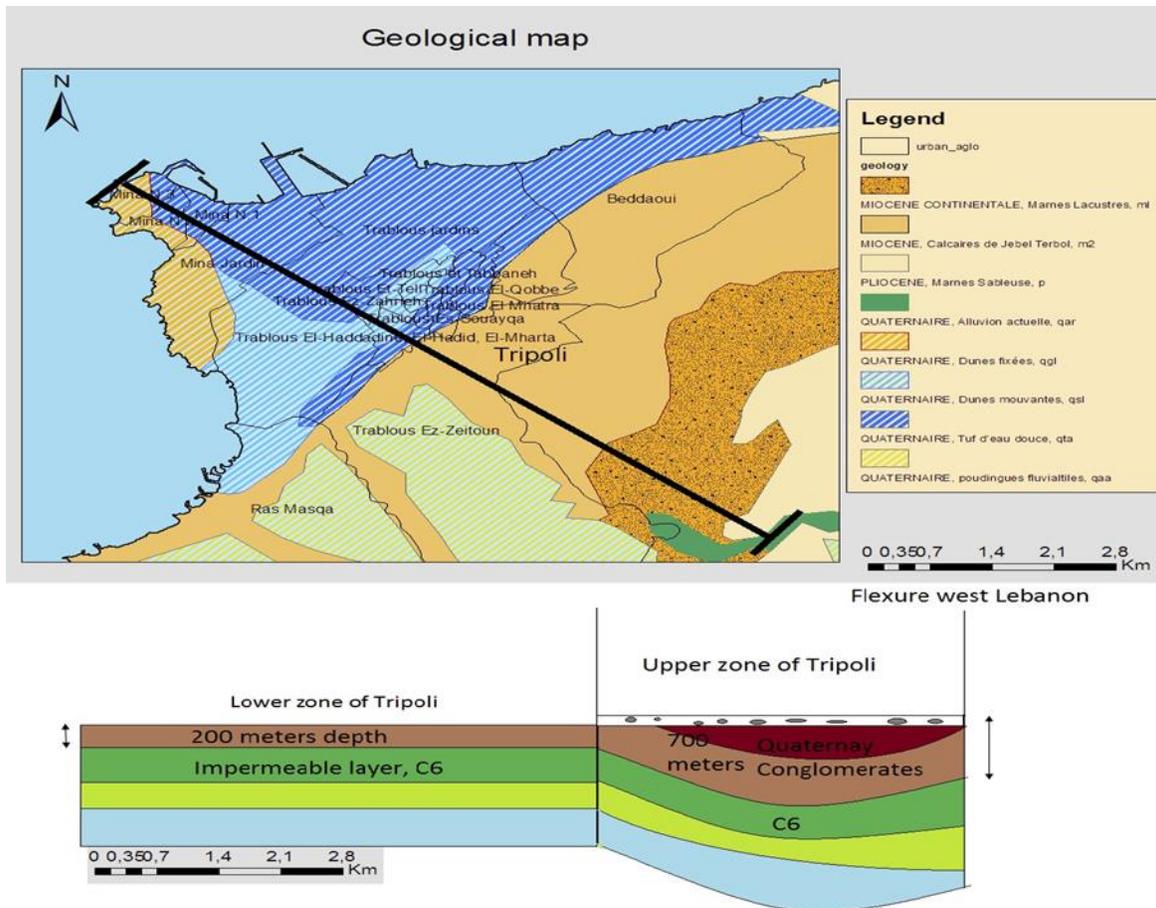


Figure 16: Geological map and stratigraphy of Tripoli with the elevation Map of their watershed after Kalaoun et al (2016) [136].

### III.I.2.2 Leachate collection and handling.

Since Tripoli landfill have constituted of two units, leachate samples were regularly collected at the two sampling points from the output leachate pipe of each unit of the landfill. The sampling was performed every two months from September 2017 to October 2018 for the upper unit (B) for seven samplings. In addition, for the lower unit (A), four samplings were performed from September 2017 to April 2018. After this date the leachate in this point has not drained out and could contribute to the deviation of leachate because the periphery wall was damaged and there is a new construction activities in front of this point, the elimination (sorting) of organic matter from waste for some time. Samples were collected in polyethylene or glass containers dependent to parameter considered. After transportation to the laboratory, all leachates were filtered through filter membranes (0.45  $\mu\text{m}$ ) and stored at 4 °C in the dark before analysis.

### III.I.2.3 Physicochemical analysis.

Measurement of pH, electrical conductivity (EC), oxidation-reduction potential (ORP), salinity (Sal), and total dissolved solids (TDS) were performed with the multi-meter (Thermo Scientific equipment) on site. While, the turbidity was monitored with the portable turbidity meter (HI93703 Hanna instruments). The chemical oxygen demand (COD) was determined with the open reflux method. Other parameters such as orthophosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), total phosphates, total alkalinity (TA), chlorides ( $\text{Cl}^-$ ), sulphates ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ), ammonia-nitrogen ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ), total suspended solids (TSS) and volatile suspended solids (VSS) were systematically monitored according to standard methods for the analysis of wastewaters [137]. Biochemical oxygen demand ( $\text{BOD}_5$ ) was measured with the OxiTop® measuring system by the method given by WTW firm. Total Kjeldahl nitrogen (TKN) was determined according to the Kjeldahl digestion technique [137]. Values of each parameter are the mean from 4 measurements in each case.

### III.I.2.4 Determination of metal content in leachate samples

For the determination of metal content, the samples were acidified to pH~2 with the ultrapure nitric acid and kept at 4 °C until analysis. Metals, such as aluminium (Al), cadmium (Cd), copper (Cu), chromium (Cr), lead (Pb), zinc (Zn), nickel (Ni), iron (Fe), magnesium (Mg), calcium (Ca), potassium (K), manganese (Mn), magnesium (Mg), titanium (Ti), arsenic (As), barium (Ba), cobalt (Co), mercury (Hg), molybdenum (Mo), strontium (Sr), and vanadium (V), were analyzed by Inductively Coupled Plasma Atomic - Emission Spectroscopy (ICP-AES) or by Inductively Coupled Plasma – Mass Spectroscopy (ICP-MS). The metal analysis method was validated by using certified reference materials and certified multielements standards with known concentrations of each metal. The results are presented as mean  $\pm$  SD from 4 replicates for each sample. The statistical analysis of the data obtained was performed with The IBM SPSS® (Statistical Package for the Social Sciences) software. The correlation coefficient (r) is computed to explore the relationships between changes in physicochemical variables against climatic variables such as temperature, humidity, and rainfall.

### III.I.2.5 Leachate pollution index

Quality indices are a useful way to assess the composite influence of landfills leachate on the environment regarding chemical and biological pollutants, Kumar and Alappat (2005) [138] have stated by calculation a Leachate Pollution Index (LPI). It take into account the concentration of 18 parameters, including pH, total dissolved solids, biological and chemical oxygen demand, heavy metals (As, Cu, Cr, Fe, Hg, Ni, Pb, and Zn), nitrogen, chloride, cyanide, total coliform bacteria, and phenolic compounds [131]. In the present paper, out of the 18 parameters used for the calculation of LPI, the concentration of cyanide, total coliform bacteria, and phenolic compounds were not measured. LPI is calculated according to Equation (1) as follows:

$$\text{LPI} = \frac{\sum_{i=1}^n W_i \cdot p_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad \text{Equation (1)}$$

Where

LPI = Leachate pollution index,

$W_i$  = Weight of the  $i$ th pollutant variable,

$p_i$  = Sub index score of the  $i$ th leachate pollutant variable,

$n$  = Number of leachate pollutant variables used in calculating LPI.

### **III.I.3. Results and Discussion**

#### **III.I.3.1 Leachate characterization**

The physicochemical characteristics of leachates were analysed from September 2017 to October 2018. The table 4 presents the results obtained from these sampling campaigns in both units. The results of each parameter were discussed in specific paragraphs and they were compared with previously published studies and the French effluent limits.

**Tab 4:** Physicochemical parameters values for leachate samples from unit A and B during the study period from September 2017 to October 2018.

Parameters	Unit	Sampling date							Min	Max	Average
		2017		2018							
		Sept	Dec	Feb	Apr	Jun	Sept	Oct			
pH	A	8 ± 0.01	8 ± 0.01	8 ± 0	8 ± 0.01	N.A.	N.A.	N.A.	8	8	8
	B	9 ± 0.001	8 ± 0.001	8 ± 0.001	9 ± 0.004	9 ± 0.001	9 ± 0.001	9 ± 0.004	8	9	8.6
EC ms/cm	A	34 ± 0.06	31 ± 0	13 ± 0.1	24 ± 0.02	N.A.	N.A.	N.A.	13	34	25
	B	48 ± 0.06	45 ± 0	34 ± 0	39 ± 0	41 ± 0.07	44 ± 0.07	40 ± 0	34	48	42
TSS mg/l	A	583 ± 29	300 ± 0.02	400 ± 71	235 ± 134	N.A.	N.A.	N.A.	235	583	379
	B	2185 ± 1	2400 ± 0.07	6300 ± 0.2	2421 ± 0.2	1272 ± 0.05	1428 ± 0.4	770 ± 0.07	770	6300	2397
VSS mg/l	A	298 ± 1	100 ± 0.01	200 ± 0.03	138 ± 2	N.A.	N.A.	N.A.	100	298	184
	B	1485 ± 0.3	1600 ± 0.04	4300 ± 0.1	1579 ± 0.1	802 ± 0.01	992 ± 0.2	567 ± 0.003	567	4300	1618
TDS mg/l	A	16576 ± 29	15093 ± 10	6283 ± 50	11842 ± 36	N.A.	N.A.	N.A.	6283	16576	12448
	B	25834 ± 2	23568 ± 8	16559 ± 13	19261 ± 25	20702 ± 0	24520 ± 28	19416 ± 44	16559	25834	21408
Salinity psu	A	21 ± 0	19 ± 0	7 ± 0	14 ± 0.5	N.A.	N.A.	N.A.	7	21	15
	B	32 ± 0.06	29 ± 0.07	21 ± 0	25 ± 0.2	26 ± 0	28 ± 0.07	25 ± 0	21	32	27
Turbidity NTU	A	251 ± 1	67 ± 16	163 ± 7	37 ± 0.2	N.A.	N.A.	N.A.	37	251	130
	B	434 ± 1	335 ± 1	467 ± 0	212 ± 0.2	147 ± 0	201 ± 0.07	191 ± 0	147	467	284
ORP Mv	A	-52 ± 4	-59 ± 2	-73 ± 0.2	-57 ± 0.1	N.A.	N.A.	N.A.	-73	-52	-61
	B	-61 ± 1	-76 ± 1	-91 ± 1	-78 ± 0.3	-74 ± 0.07	-95 ± 0.07	-98 ± 0.3	-98	-61	-82
Debit m <sup>3</sup> /d	A	2 ± 0.7	6 ± 0.4	N.M.	1 ± 0.2	N.M.	N.M.	N.M.	1	6	3
	B	30 ± 3	31 ± 5	78 ± 1	41 ± 3	35 ± 3	26 ± 4	N.M.	26	78	40

N.A.: Not Applicable, N.M.: Not measured.

#### III.1.3.1.1 Flow rate, Color, and Odor

The flow rate of leachate during the study period for both units is presented in table 4. The maximum flow rate in unit B was determined on February 2018 (78 m<sup>3</sup>/d), where it decreased to 29 m<sup>3</sup>/d on September 2018. While in unit A, the maximum flow rate was measured at 6 m<sup>3</sup>/d and the lowest value was found at 1 m<sup>3</sup>/d in April. This might be due to the high level of rainfall in winter and the low effect of evaporation. It is clear that the flow rate of leachate in unit A is lower than in unit B. This reflects the high content and degradation degree for organic waste in unit B than in unit A. Tripoli landfill leachate is characterized by a dark brown color for unit A and dark color for unit B with a fecal residue odor. The smell is due to the presence of H<sub>2</sub>S and some organic acids resulting from the decomposition of the waste organic matter [139].

#### III.1.3.1.2 Oxidation-reduction Potential (ORP)

The values of ORP for leachate from unit B and unit A were between -98 and -61 mV with an average of -82 mV, and between -73 and -52 mV with an average of -61 mV respectively. The

ORP values determined in this study were higher than which reported by Kouassi et al. (2014) at -117 mV [140]. The negative and lower fluctuation in ORP values of both sampling units and during all the study period reflects the stability and the reducing state of leachate [141].

#### *III.1.3.1.3 Turbidity*

The turbidity is caused by suspended particles, fine organic/inorganic matter, and other microscopic organisms [142]. High turbidity is nasty to aquatic life; it can significantly reduce the visual quality of water. The results of turbidity for leachate from unit A ranged between 37 and 251 NTU, with an average of 130 NTU. In unit B, it ranged from 147 to 467 NTU, with an average of 284 NTU. The low values of turbidity in unit A could be due to the stability in waste decomposition and the filtration of particles in landfill body including low level of pipe and high settlement of waste particles. While the high values of turbidity in unit B might be due to the active decomposition of waste and the poor filtration of leachate at this point (high level of pipe in the body waste, poor settlement of waste particles). However, the turbidity values determined in the present study were lower than those determined in Indonesia by Xaypanya et al. (2018) [143] for an equivalent landfill. The authors have reported values of turbidity ranging between 800-970 NTU in Nonthaburi landfill and between 570-730 NTU in Dangkor landfill.

#### *III.1.3.1.4 Total suspended solids and volatile suspended solids*

The averages values of total suspended solids (TSS) determined for unit A and B were 379 mg/l and 2396 mg/l respectively. These values are lower than the results founded at Saudi Arabia where the TSS was reported at 5604 mg/l [144]. However, our values are higher than the results found at Sweden at 196 mg/l [145]. On the other hand, the volatile suspended solids (VSS) present an average of 184 mg/l in unit A and 1618 mg/l in unit B. This difference might be due to the variation in the degree of settlement and decomposition of waste at each unit. However, both of units presented the VSS values much higher than the permissible French standard limits fixed at 35 mg/l, and exceed the environmental quality limit of pollution from landfill and solid waste transfer station (50 mg/l) [146].

#### *III.1.3.1.5 Electric Conductivity*

The EC reflects the mineralization of water and estimates their total soluble salts. EC values ranging from 13 to 34 ms/cm in unit A and from 34 to 48 ms/cm in unit B. The higher EC value could be explained by biodegradation of macromolecular organics in waste to produce organic acids, and the presence of inorganic components like anions and soluble salts, which increased conductivity [147]. Comparing with other studies, our results are similar with those reported by El Kadiri et al (2015) [15] 29 ms/cm, however Frikha et al (2017) [148] found lower value 55 ms/cm.

#### *III.1.3.1.6 Total dissolved salts (TDS) and salinity*

The TDS varied from 6283 mg/l to 16575 mg/l for unit A and from 16559 mg/l to 25833 mg/l for unit B. The TDS in unit B presented more than 1.5 time higher than which found in unit A. Similarly, higher salinity were detected in the unit B that values varied from 7 to 21 psu for the unit A, and from 21 to 31 psu for the unit B. The obtained TDS values in unit A is similar with the results reported of Toklo et al (2015) in Benin where it varied between 7021 and 11914 mg/l [6]. The TDS in unit B is similar with the results found by Xaypanya et al (2018) [143] in Indochina countries landfills at Dangkor and Nonthaburi where they reported the TDS in the range of 15000-20700 mg/l, and 13500-21700 mg/l respectively [143]. However, our salinity values are higher than the results of Toklo et al (2015) reported at 8-13 psu in Benin [6]. The high levels of TDS and salinity could reflect the increase of leachate mineralization and modify leachate parameters, such as conductivity [149].

#### *III.1.3.1.7 pH*

The pH is the most significant parameter affecting leachate quality in MSW landfill [150]. The pH value is influenced by the age of landfills [151]. In general, the pH of leachates varied between 4.5 and 9 [7]. The pH of young leachate is less than 6.5 while, old landfill leachate has a pH higher than 7.5 [152]. Our results show a pH values ranging from 7.8 to 8.2 in unit A and from 8 to 9 in unit B. This high pH value is similar to those obtained in old landfills leachates and it is probably due to the stabilization of leachate [141][151][152].

#### *III.1.3.1.8 Nitrogen in leachate*

The variation of nitrogenous compounds in terms of total Kjeldahl nitrogen (TKN), ammonium ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) and nitrate in leachate are presented in figure 17. The TKN is the sum of organic nitrogen and ammonium. The majority of nitrogen in landfill leachate constitute of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (60–90% of TKN) [153]. The TKN and  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  in unit A leachate varied from 700 mg/l to 2732 mg/l and from 63 mg/l to 448 mg/l respectively. Higher TKN and  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  were determined in unit B with the range of 3390-9013 mg/l, and 2872-8798 mg/l respectively. Elmagnougi et al (2018) [154] have reported values in the same order compared to the unit A for TKN (1061 mg/l) but their  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (990 mg/l) was higher. However, the values were much lower that our results of the unit B. Low levels of nitrogen (20-40 mg/l) characterize old landfill while high values characterize new landfills [155]. The founded values of TKN and  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  exceed the environmental quality limit of pollution from landfill and solid waste transfer station fixed at 5 mg/l [146]. Nitrogen is a major constituent of leachate, which has high potential to pollute water and soil. The high levels  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  in landfill leachate represent a critical problems faced landfill treatment operators [156]. The high levels of ammonia accelerate eutrophication, reduce the performance of biological treatment systems, and increased the toxicity for aquatic organisms and in gaseous form produce odor problems in the local area [157]. The high concentration of TKN and ammonia ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) is

possible in anaerobic condition and it might be attributed to the deamination process of amino acids during the decomposition of organic compounds [158].

Nitrates are the final stage of oxidation of nitrogen. The concentration of nitrates in unit A and B were in the range of 40-203 mg/l and 39-86 mg/l respectively. These values are much lower than reported by Frikha et al (2017) in Tunisia (1540 mg/l) [148]. On opposite, lower average values of 2 mg/l were recorded in Indochina landfills [143]. In general, nitrogen compounds in unit A are lower than in unit B. This might be attributed to the age of waste in each unit, where the amount of nitrogen decrease with time due to the microbial use of nitrogen compound and liberation of nitrogen in a gas form [159].

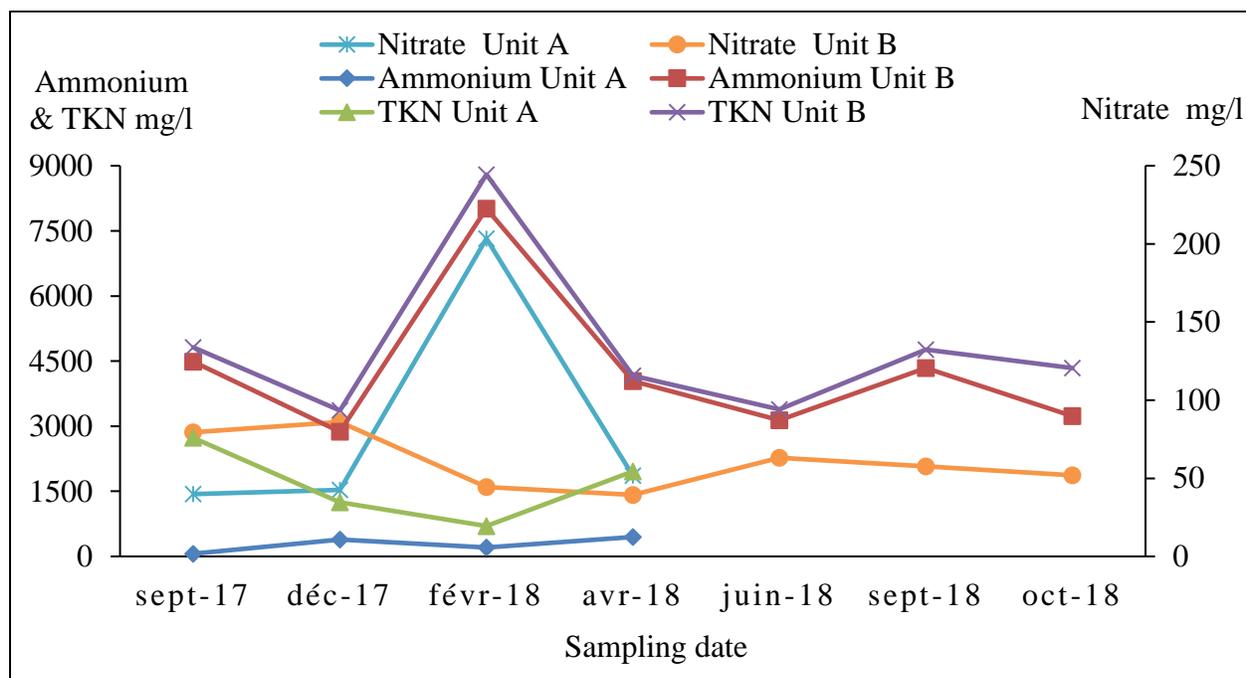


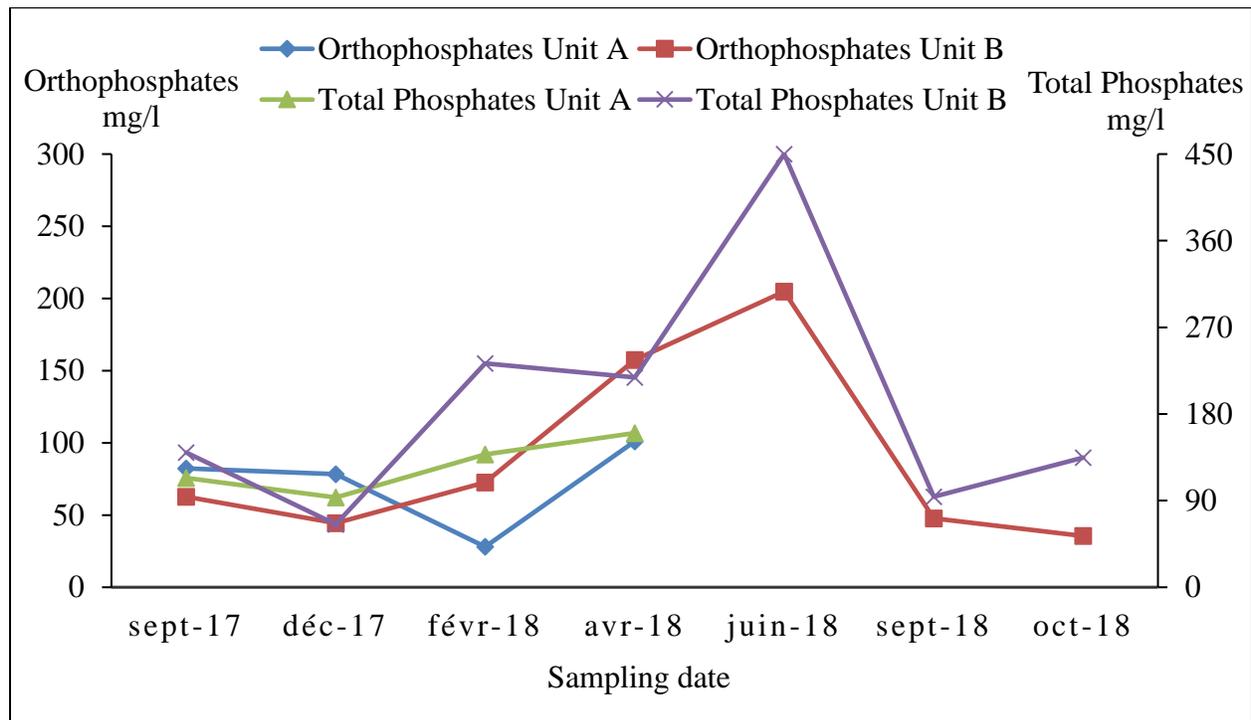
Figure 17: Concentration of ammonium, TKN, and nitrates in mg/l from both units of leachate samples during the study period from September 2017 to October 2018.

### III.1.3.1.9 Orthophosphates and total phosphates

Phosphates in water are mainly constituted from orthophosphates, with a little fraction of organic phosphate principally in proteins. They are present in the composition of many detergents, fertilizers and some categories of waste like bone, and putrescible waste [160]. Phosphates in water can promote eutrophication, which is one of the leading water quality issues. The variation of orthophosphates and total phosphates in leachate is presented in figure 18. Ortho-phosphates values varied from 28 to 101 mg/l with an average of 72 mg/l in unit A and from 35 mg/l to 204 mg/l with an average of 89 mg/l in unit B. The obtained values were lower than reported by Kouassi et al (2014) at 128 mg/l [140] and higher than those reported by Elmaghnougi et al (2018) at 20 mg/l at Tagnier-Maroc [161]. Total phosphates average values is 126 mg/l in unit A and 190

mg/l in unit B. Other researchers reported lower values at 1-35 mg/l [162] and 39 mg/l [163]. Our values of total phosphates are higher than which recommended for water that enters a lake or reservoir [164].

In general, the concentration of orthophosphates and total phosphates in unit B is higher than in unit A. This could be explained by the difference of age and waste decomposition in each unit. Generally, high concentration of orthophosphates and total phosphates is present in fresh leachate and their concentrations decrease with time due to the hydrolysis of organic phosphates compound [165]. Other parameters can also contribute to the decrease are precipitation and/or adsorption on metals like iron, aluminium and calcium [166]. This decrease shows the typical trend for elements affected by the biological activity in landfills.



**Figure 18:** Concentration of orthophosphates and total phosphates during the study period from September 2017 to October 2018 in both units of leachate samples in mg/l.

### III.1.3.1.10 Sulphate

The variation of sulphate in leachate samples during the study were in the range of 312-588 mg/l in unit A and 630-920 mg/l in unit B (Figure 19), other researchers [141] published similar ranges of 400-2500 mg/l. In general, the sulphate values is an indicator for the state of landfill stability where their concentration is in the order of 300 mg/l for new landfills and ranging between 20-50 mg/l for mature landfill (more than 10 years) [155]. It is interesting to note that the concentration of sulphate in unit B, was higher than in unit A. This depends on the decomposition of organic matter present in landfilled wastes where the level of sulphate decrease with time due

to the reduction of sulphate to sulphide appears with the starting of the anaerobic phase of landfill [167] and reflect the leachate stability in unit A. They are the source of bad smells of H<sub>2</sub>S released by the discharge [168].

### III.1.3.1.11 Chloride

Figure 19 presents the variation of chloride concentration. It ranged from 1740 mg/l to 8847 mg/l in unit A and from 4092 mg/l to 12077 mg/l in unit B. The average concentration of chloride in unit B was determined at 7639 mg/l; which is higher than founded in unit A at 4392 mg/l. This could be due to the state of degradation and the age of every unit where the chloride concentration decreases with time [169]. Our results are higher than found in Benin at 227 mg/l [6] and lower than found in Tunisia at 19900 mg/l [148]. High concentrations of chloride can be acutely toxic to freshwater organisms and may have been stable over than twenty years [145].

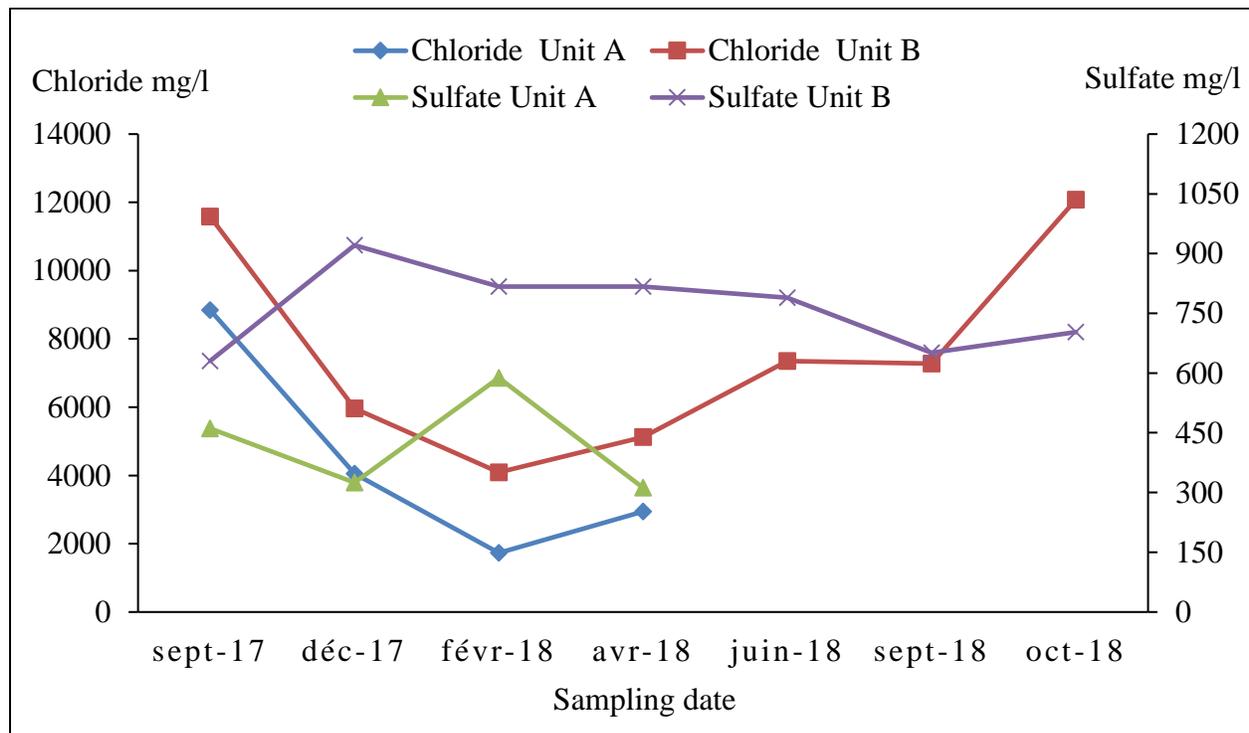
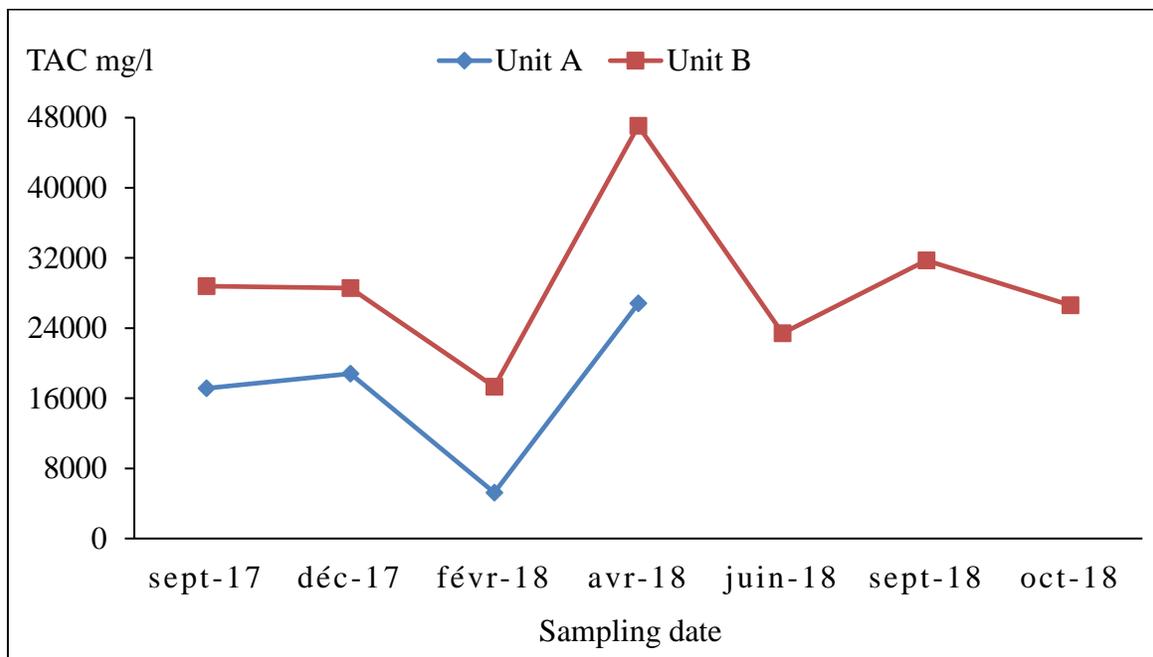


Figure 19: Concentration of chloride and sulfate during the study period from September 2017 to October 2018 in both units of leachate samples in mg/l.

### III.1.3.1.12 Alkalinity

The variation of alkalinity concentration in leachate from Tripoli landfill is shown in figure 20. It is interesting to note that, the average of alkalinity detected in unit B is higher than detected in unit A, 29060 mg/l versus 16990 mg/l. These values are similar with the results founded in Sweden landfill at 2284 mg/l [145]. The high values of alkalinity in unit B reflect the

decomposition and dissolution state while the low values in unit A might be due to the development of the anaerobic condition and the consumption of  $\text{HCO}_3^-$  [7]. The presence of organic carbon in the leachates studied could be due to the chemical transformations of the pharmaceutical and agri-food products dumped. The processes of biodegradation of organic matter within the mass of waste produce a significant amount of carbon dioxide which once dissolved is transformed into bicarbonate responsible for alkalinity [170][171]. The presence of  $\text{O}_2$  allows the release of  $\text{CO}_2$  by microbial activity, which  $\text{CO}_2$  reacts with water by producing the bicarbonate ion  $\text{HCO}_3^-$  that buffers the pH towards neutrality [172].



**Figure 20:** Concentration of alkalinity during the study period from September 2017 to October 2018 for both units of leachate samples in mg/l.

### III.1.3.1.13 Chemical Oxygen Demand

The chemical oxygen demand (COD) is representative of the majority of organic compounds and oxidizable inorganic chemicals in a sample [173]. In general, young landfill leachate contains large amounts of biodegradable organic matter. The high percentage (95%) of the dissolved organic carbon (DOC) consists of volatile fatty acids and certain high molecular weight compounds. In mature landfills, refractory compounds dominate the organic fraction in the leachate, and the DOC content consists of high molecular weight compounds [174]. The variation of COD during the study period is presented in figure 21. The concentration of COD decreases from unit B with the range of 15344-29296 mg/l (Mean = 23191 mg/l), to the unit A with the range of 1257-6081 mg/l (Mean = 4307 mg/l). The higher organic matter concentration is expected in leachate from unit B due to generation of dissolved and solubilized organic matter, while mature leachate produce lower organic matter with clear indication that efficient degradation of dissolved

organic matter has reached an advanced stage like the leachate of unit A [175], Bhalla et al (2013) [175] published lower COD values. The COD values detected for both units exceed the standard limits for wastewater fixed at 125 mg/l [176], and exceed the environmental quality limit of pollution from landfill and solid waste transfer station fixed at 400 mg/l [146].

#### III.1.3.1.14 Biological Oxygen Demand

The biological oxygen demand (BOD) represents the amount of biodegradable organic material of leachate and that indicates the maturity of landfill, which typically decreases with time [176]. BOD was higher for unit B than which found in unit A with the average of BOD is 9139 mg/l and 738 mg/l respectively (Figure 21). This difference might contributed to the age and degradation state of each unit; lower BOD values were reported by Bhalla et al (2013) [175]. All BOD values detected exceed the environmental quality limit of pollution from landfill and solid waste transfer station fixed at 20 mg/l [146].

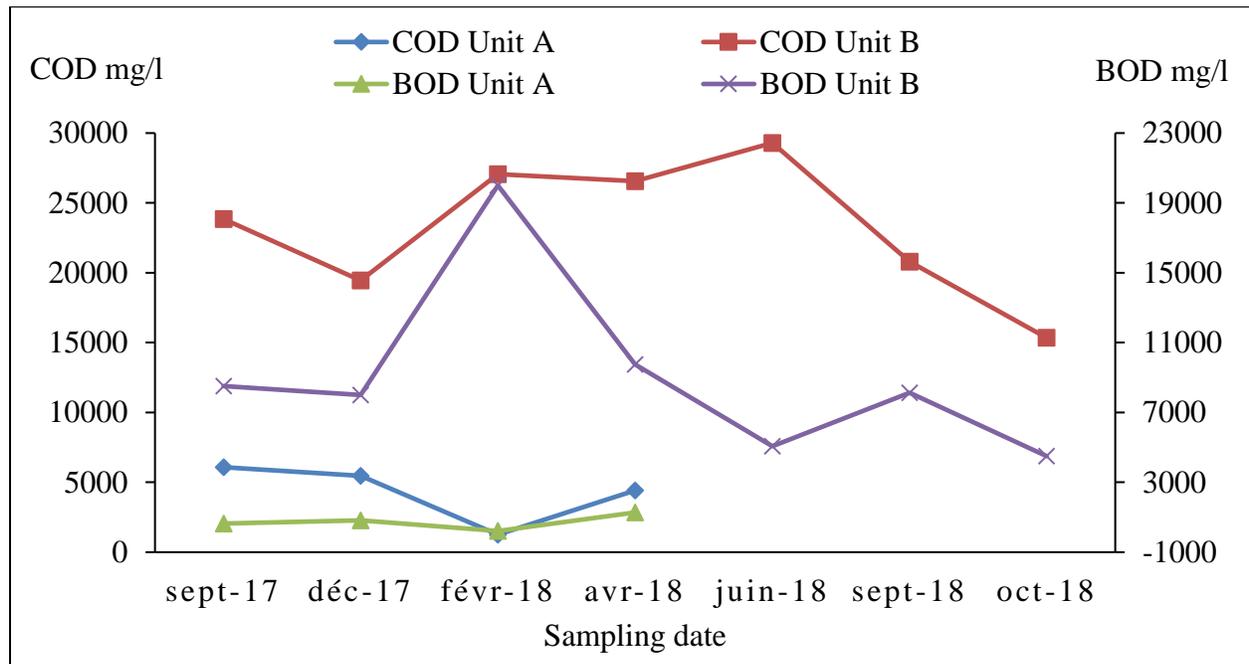


Figure 21: COD and BOD values in mg/l O<sub>2</sub> in both units of leachate samples during the study period from September 2017 to October 2018.

#### III.1.3.1.15 COD/BOD5 Ratio

The COD/BOD ratio is an indicator of microbial activities, leachate organic pollution, and landfill state. Figure 22 show COD/BOD ratio in both units where this ratio ranging between 3.5 and 9.5 with an average of 6.4 for unit A, while it range between 1.35 and 5.7 with an average of 3 in unit B. This indicates that leachate samples in unit B had a moderate degradability while in unit A are not biodegradable, therefore, it is possible to confirm that the leachate still contains

biodegradable organic matter and recalcitrant substances like humic acids. It was noticeable that leachate samples in both units had a high COD/BOD ratio. This reflects the old state of Tripoli landfill. The decrease in COD/BOD ratio represents a high degree oxidation of organic carbon, corresponding to the increase of oxidation conditions (ORP increase).

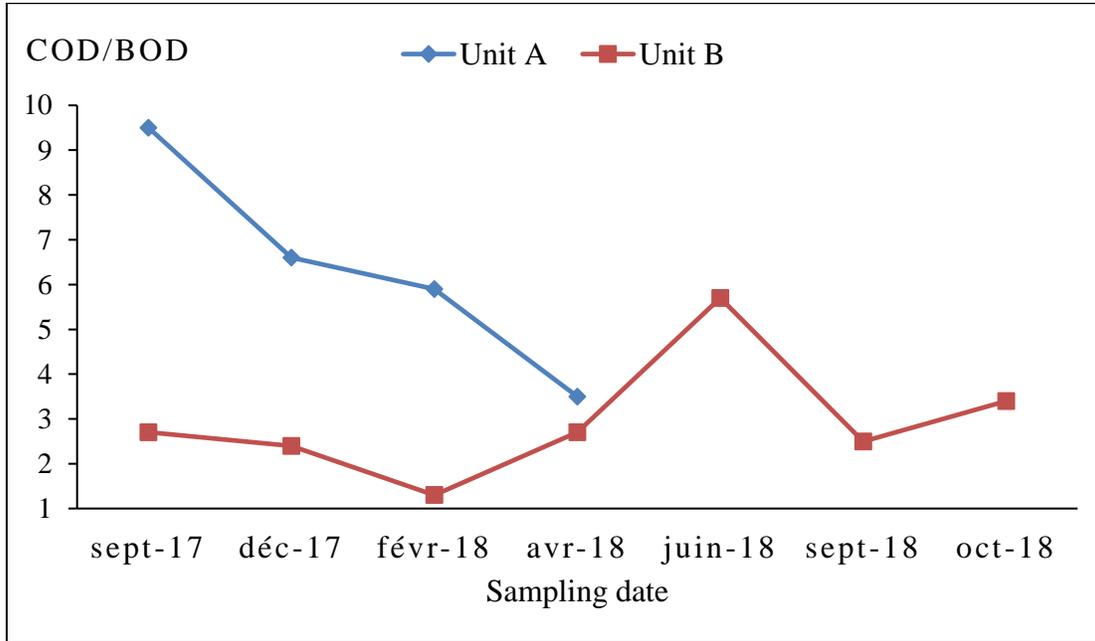


Figure 22: COD/BOD ratio in both units of leachate samples during the study period from September 2017 to October 2018.

#### III.1.3.1.16 Elemental Trace Metals

Twenty-one metals were found in both leachate samples units A and B, varying from the  $\mu\text{g/L}$  to  $\text{mg/l}$  level. The presence of metals in leachate due to the absence of sorting process and the landfilling of metal-base material waste like electrical appliances, used batteries, aluminium packaging, construction materials, polishing agents, cans, and many others [177][178][179]. Table 5 shows the concentration of major and trace metals in leachate samples from Tripoli landfill.

**Tab 5:** Trace metal concentrations for leachate samples from units A and B during the study period from September 2017 to October 2018 and their environmental quality limit of pollution from landfill [146].

Sampling date		Sep-17		Dec-17		Feb-18		Apr-18		Jun-18	Sep-18	Oct-18	EQL
Unit	Metals	A	B	A	B	A	B	A	B	B	B	B	
mg/l	K	1561 ± 5	2422 ± 29	2090 ± 14	2118 ± 33	606 ± 27	2712 ± 18	1166 ± 4	2902 ± 3	1451 ± 3	1884 ± 0	1872 ± 15	
	Na	3004 ± 16	3539 ± 79	3673 ± 31	3325 ± 8	1452 ± 18	4121 ± 15	2219 ± 7	4383 ± 8	2785 ± 16	3128 ± 0	3077 ± 3	
	Al	1 ± 0.009	1 ± 0.3	1 ± 0	2 ± 0.03	0.2 ± 0	1 ± 0	1 ± 0	3 ± 0	1 ± 0	2 ± 0.03	2 ± 0	
	Mg	43 ± 0.4	38 ± 2	49 ± 0	27 ± 0.3	46 ± 2	91 ± 0.4	42 ± 0.1	56 ± 0.1	22 ± 0.01	28 ± 0.4	39 ± 0	
	Ti	1 ± 0.02	1 ± 0.05	1 ± 0	1 ± 0.02	0.2 ± 0	0.1 ± 0	0.5 ± 0	0.1 ± 0	0.4 ± 0	0.2 ± 0.04	0.3 ± 0	
	Ca	48 ± 1	11 ± 1	66 ± 0	15 ± 0.2	146 ± 8	281 ± 1	84 ± 0.1	66 ± 0.2	39 ± 0.2	24 ± 0.2	54 ± 0.1	
	Fe	5 ± 0.1	5 ± 0.2	6 ± 0.1	8 ± 0.1	2 ± 0.05	15 ± 0	7 ± 0.05	10 ± 0.1	7 ± 0.1	7.5 ± 0.2	9 ± 0	5
	µg/l	As	76 ± 4	164 ± 2	80 ± 0.1	147 ± 4	40 ± 1	179 ± 1	71 ± 2	178 ± 0.2	125 ± 3	107 ± 2	114 ± 0.5
Ba		281 ± 5	365 ± 20	345 ± 1	251 ± 2	133 ± 7	119 ± 0	232 ± 0.5	468 ± 2	394 ± 1	399 ± 5	349 ± 3	100
Cd		1 ± 0	2 ± 0.4	1 ± 0.1	2 ± 0.1	0.3 ± 0.1	3 ± 0.1	1 ± 0.1	3 ± 0	2 ± 0.1	2 ± 0	3 ± 0.1	10
Co		66 ± 1	69 ± 3	78 ± 0.3	78 ± 1	35 ± 2	73 ± 0.2	48 ± 0.3	78 ± 0.2	68 ± 0.2	67 ± 2	73 ± 0.2	
Cr		635 ± 7	848 ± 43	772 ± 0.7	909 ± 17	174 ± 9	512 ± 0.4	330 ± 0.2	546 ± 4	575 ± 4	640 ± 23	612 ± 4	50
Cu		81 ± 1	63 ± 4	118 ± 0.1	182 ± 2	43 ± 3	120 ± 0.1	61 ± 0	94 ± 1	212 ± 2	92 ± 3	107 ± 1	200
Hg		<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0.2 ± 0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	5
Mn		56 ± 1	17 ± 5	61 ± 0.2	10 ± 0.1	218 ± 9	570 ± 5	108 ± 0.4	169 ± 0.4	104 ± 1	61 ± 0.1	113 ± 1	200
Mo		19 ± 0.4	21 ± 0.1	26 ± 0.2	29 ± 1	7.5 ± 1	6 ± 0.1	6 ± 0.4	11 ± 0.1	7 ± 0.2	10 ± 1	10 ± 0.4	
Ni		268 ± 3	290 ± 12	332 ± 0	313 ± 6	136 ± 7	359 ± 1	216 ± 0.6	317 ± 0.2	276 ± 0.4	281 ± 5	299 ± 0.1	200
Pb		53 ± 1	20 ± 0	76 ± 0.2	27 ± 1	19 ± 1	23 ± 0.3	66 ± 0	58 ± 0.4	77 ± 0.1	39 ± 0.1	55 ± 1	100
Sr		425 ± 8	192 ± 4	523 ± 0.4	221 ± 2	743 ± 43	1527 ± 1	506 ± 2.5	516 ± 2	304 ± 1	235 ± 4	370 ± 2	
V		256 ± 3	227 ± 12	297 ± 1	255 ± 4	87 ± 5	169 ± 0.4	190 ± 0.2	256 ± 0.5	189 ± 1	201 ± 4	237 ± 0.4	
Zn		192 ± 4	340 ± 2	221 ± 0.7	413 ± 13	62 ± 3	241 ± 0.6	230 ± 3	620 ± 2	614 ± 4	443 ± 3	533 ± 7	2000

**EQL:** Environmental quality limit

The results show a clear difference of heavy metals concentration in the both units A and B. The average concentration of Sodium, Potassium, Iron and Aluminium in unit A were determined at 1343, 2574, 5 and 1 mg/l respectively. These values were lower than found in unit B at 2188, 3472, 9 and 2 mg/l. While the concentration of Calcium and Magnesium in unit A were 86 and 45 mg/l and were higher than which determined in unit B at 70 and 43 mg/l respectively. The large variation in metal contents can be associated with the high heterogeneity of the waste and could be due to the high degree of metal solubility caused by the biological production of organic (fatty) acids as a result of continuous deposition of fresh waste in unit B (young landfill part). While, the oldest landfill part (unit A) is characterized by low metals concentration caused by adsorption and/or precipitation reactions by co-existing sulphide, hydroxide anions or

carbonate, in addition the dumpsites contains soil and organic matter that have a sorptive capacity particularly at high pH, it is also due to washout by leaching as noted in some research [7][180][181]. However, the concentrations of Pb and Cd are similar in both units since this metal forms very stable complex with the humic acids [182]. Comparing to a similar studies, our results on the concentration of Ca, Cu, Cd, and Ni were found to be consistent with previous research [148][6][169] but the concentration of Fe, Mn, Zn, Pb, Cr, Mg, K, Ti, Al, and Hg were found slightly below or at the lower range of other studies. Some authors have reported significant variabilities in trace metals levels in leachate, generally attributed to the sensitivity of the oxidative phase, solubility depending on the pH and other metals hydroxides, such as Fe and Mn [183]. While the concentrations of Na, As, Ba, V, and Sr were higher than which found by Alvi et al. 2018 [184]. The measured values of As, Cr, Cu, Mn, Ni and Fe were higher than the permissible limit fixed for environmental quality control of pollution from solid waste transfer station and landfill [146][185].

### **III.I.3.2 Fluxes and potential sources to the Abou Ali River and Mediterranean Sea**

The annual precipitation and the surface of landfill were determined at 700 mm/year and 60 000 m<sup>2</sup> respectively. If the total amount of rainfall on the landfill surface solubilize pollution containing in the landfill and then, they throw in the Abou Ali River and Mediterranean Sea, the annual volume of leachate throw out is about 42 000 m<sup>3</sup>/year ( $V = \text{surface} \times \text{rainfall level}$ ). A rough estimation of the pollutants inputs of the Tripoli landfill to the Abou Ali River and then to the Mediterranean Sea can be estimated the contaminant flux by multiplying the concentrations measured with the corresponding annual volume of leachate. Figure 23 summarizes the estimated annual fluxes of pollutants throw out from the Tripoli landfill to the Abou Ali and Mediterranean Sea. We calculated annual fluxes of 711 tons, 577 tons, 253 tons, 207 tons, 137 tons, 58 tons, 25 tons, 7 tons, 3 tons for TDS, COD, chloride, BOD, TKN, TSS, sulfates, total phosphorus, and nitrates respectively. The annual fluxes of individual and all metallic pollutants combined ( $\Sigma 21$  metals) have been calculated by using the same method and we achieved the annual flux of 217 tons. The individual annual fluxes are presented in the figure 23.

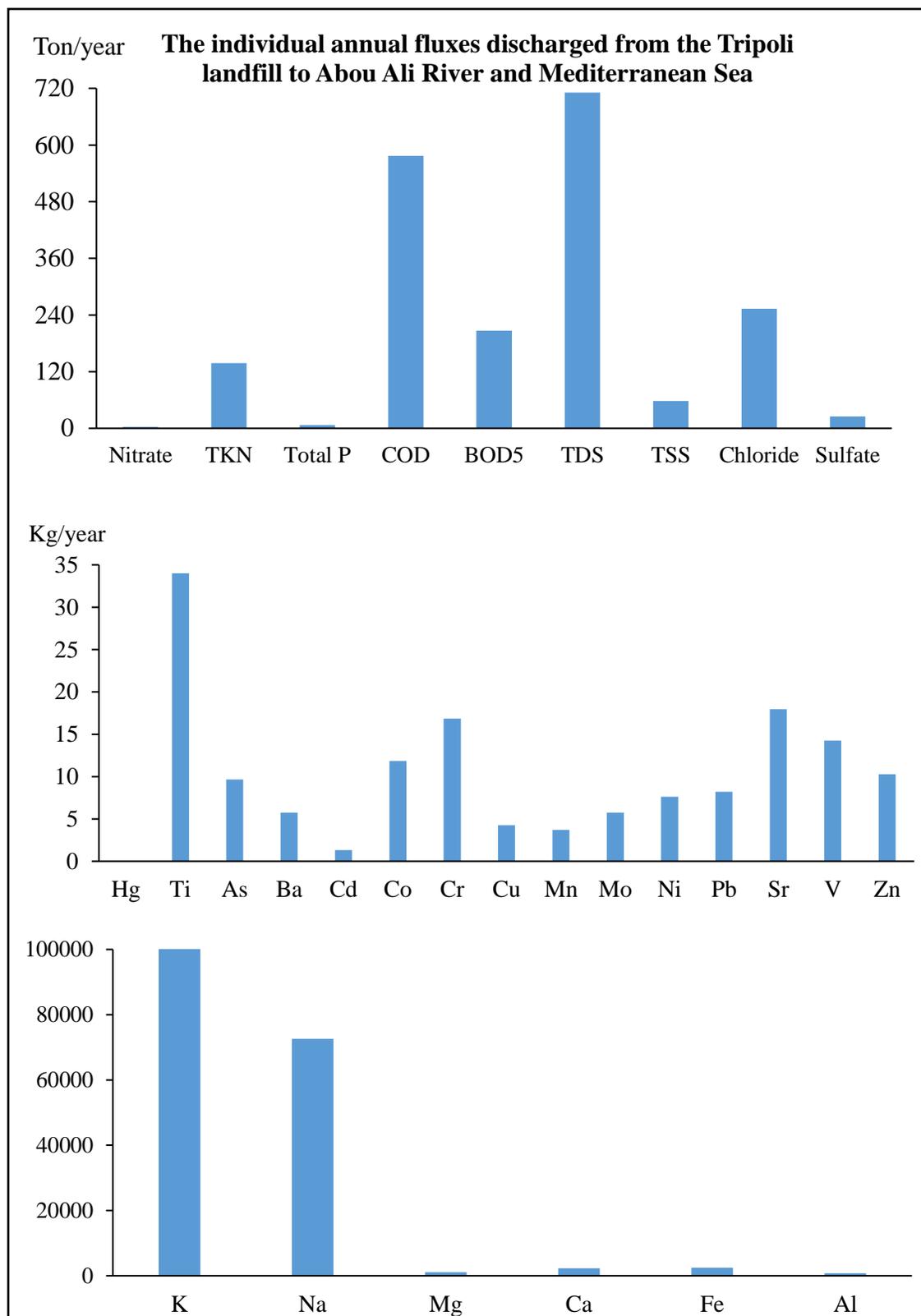


Figure 23: The individual annual fluxes discharged from the Tripoli landfill to Abou Ali River and Mediterranean Sea.

These estimations give an idea about how Tripoli landfill can seriously affect the Abou Ali estuary and Mediterranean Sea wildlife in the North of Lebanon. However, such kind of estimation have an important uncertainty associated with the large variation of pollutant concentrations depending on the variation of the quality of leachate landfill and the environmental factors. The important factors include the rainfall among, kind of new solid waste deposited, the temperature (related to the evaporation and the degradation of the pollutants in landfill), UV radiation, humidity degree, and the adsorption process [151][130].

### III.I.3.3 Leachate pollution index (LPI)

LPI values were calculated for leachate samples according to the procedure described before and the results for the two unit are presented in table 6. LPI of unit B is higher than in unit A, where it ranging between 15 and 26.5 while in unit B it ranges between 35.1 and 38.2. Similar studies conducted on leachate samples for Ma Tso Lung landfill, Hong Kong showed a relatively higher LPI at 45 [138]. Similar LPI values of 30.1 and 18.4 were observed respectively in India [186], and Mexico [100]. Nitrogen, organic pollutants and dissolved solids make the highest contribution to LPI in the present study followed by chloride. Apparent from the LPI analysis the high contamination potential of leachate and the needs of physicochemical and biological treatment, followed by continuous monitoring, to prevent any damage effects on the surrounding environment.

**Tab 6:** Table of leachate pollution index values for leachate samples from unites A and B during the study period from September 2017 to October 2018.

LPI	Sampling date						
	Sep-17	Dec-17	Feb-18	Apr-18	Jun-18	Sep-18	Oct-18
Unit A	26.5	22.7	15	25.7	N.D.	N.D.	N.D.
Unit B	38.2	36.4	35.1	35.2	36	36.1	37.5

### III.I.3.4 Climate conditions and Seasonal effect

According to the meteorological data, the experimental period is divided into two sub-periods (dry and wet) based on the average ambient temperature. During the year 2017-2018, the mean temperature during the wet period was ranged from 14 °C on February 2018 to 19 °C on April 2018 (Figure 24). The average amount of rainfall during the wet period was 1.1 mm/month in April 2018, with maximum values in February at 5.2 mm/month, and the mean average of humidity was ranged from 66 on April and December 2018 to 70 on February 2018. On the other hand, during the dry period, the mean temperature ranged from 22.6 °C on October 2018 to 28 °C on September 2018. The maximum average of rainfall amount during the dry period was 3.4

mm/month on October 2018 and minimum values was zero mm/month in September 2017 and 2018.

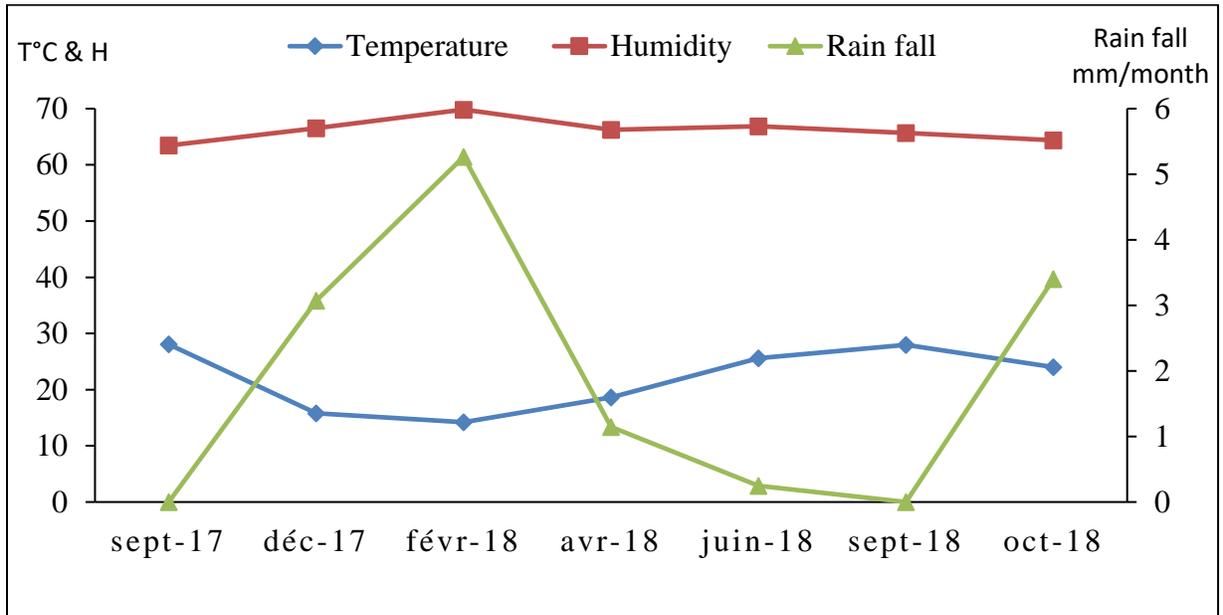


Figure 24: The variation of rainfall (mm/month), Temperature (°C), and humidity during the study period from September 2017 to October 2018.

#### III.1.3.4.1 Leachate flow rate

According to table 7 the leachate flow rate generated from Tripoli landfill has a strong correlation with the rainfall and humidity ( $R = 0.95, 0.76$ ) while an opposite correlation was found with temperature ( $R = - 0.68$ ). Tripoli landfill leachate became more concentrated during the dry period due to a low input of rainwater and more evaporation due to higher temperature.

**Tab 7:** Table of correlation coefficient of leachate pollutants according to climate characteristics during the study period from September 2017 to October 2018 in unit B.

<b>Parameters</b>	<b>Correlation Coefficient</b>		
	<b>Temperature</b>	<b>Humidity</b>	<b>Rainfall</b>
<b>K</b>	-0.43	0.05	0.21
<b>Na</b>	-0.43	0.05	0.21
<b>Al</b>	0.00	-0.29	-0.32
<b>Mg</b>	-0.45	-0.04	0.64
<b>Ti</b>	0.23	-0.15	-0.46
<b>Ca</b>	-0.61	0.45	0.85
<b>Fe</b>	-0.82	0.45	0.78
<b>As</b>	-0.61	0.33	0.50
<b>Ba</b>	0.58	-0.40	-0.43
<b>Cd</b>	-0.83	0.44	0.81
<b>Co</b>	-0.68	0.04	0.50
<b>Cr</b>	0.41	-0.42	-0.75
<b>Cu</b>	-0.56	0.76	0.43
<b>Mn</b>	-0.45	0.29	0.82
<b>Mo</b>	0.14	-0.47	-0.52
<b>Ni</b>	-0.84	0.33	0.64
<b>Pb</b>	0.05	0.11	0.18
<b>Sr</b>	-0.61	0.45	0.85
<b>V</b>	-0.09	-0.44	-0.11
<b>Zn</b>	0.18	-0.18	0.04
<b>pH</b>	0.70	-0.85	-0.32
<b>EC</b>	0.61	-0.45	-0.85
<b>COD</b>	-0.09	0.49	0.21
<b>BOD</b>	-0.31	0.24	0.14
<b>COD/BOD</b>	0.58	-0.51	-0.07
<b>TDS</b>	0.77	-0.53	-0.92
<b>Salinity</b>	0.61	-0.45	-0.85
<b>Ortho-phosphates</b>	-0.02	0.36	0.14
<b>Total Phosphates</b>	-0.11	0.31	0.50
<b>Sulfate</b>	-0.89	0.74	0.47
<b>Nitrate</b>	0.32	-0.09	-0.64
<b>Chloride</b>	0.68	-0.73	-0.29
<b>Nitrogen</b>	0.09	-0.11	0.11
<b>TKN</b>	0.13	-0.16	0.14
<b>Flow rate</b>	-0.68	0.76	0.99

The correlation between the studied parameters and the climate characteristics has described below.

#### *III.1.3.4.2 EC, TDS, and Salinity*

The results of EC, TDS, and salinity in leachate samples show a strong correlation ( $R=0.63, 0.78, 0.63$ ) within the ambient temperature during the study period while a negative strong correlation was found with the humidity ( $R= -0.53, -0.60, -0.80$ ) and rainfall ( $R= -0.67, -0.53, -0.67$ ). The high values of salinity and TDS in leachate samples during the dry period could be due to the high ambient temperature and the absence of rainfall, high levels of TDS could reflect the increase of leachate mineralization and modify leachate parameters, such as conductivity and salinity [149][187]. The seasonal effect is in agreement with the results funded by Xaypanya et al (2018) [143].

#### *III.1.3.4.3 Chloride*

The results show a positive correlation with the temperature ( $R= 0.71$ ) and an opposite correlation with the humidity ( $R= -0.72$ ) and rainfall ( $R= -0.36$ ). This opposite correlation due to the decrease of rainfall, where chloride is considered a conservative anion that is only attenuated by dilution [188]. These results are in accordance with previous studies, concerning seasonal variation of chloride [143].

#### *III.1.3.4.4 Sulfate*

In correlation with the climate data, the results show a strong opposite correlation with the ambient temperature ( $R= -0.85$ ), while a strong correlation was found with the rainfall and humidity ( $R= 0.70, 0.40$ ), this is might be due to the reduction of sulphates to sulphide causing by the high temperature and absence of rainfall during the dry period [167].

#### *III.1.3.4.5 Chemical Oxygen Demand and Biological oxygen demand*

The results of COD and BOD show an opposite correlation with the temperature and a positive correlation with the humidity, this results is in accordance with a previous study conducted by Zhao et al (2013) [189]. This correlation could be attributed to the variation of waste composition during different seasons, or that is due to the elevation of moisture contents and the stimulation of microorganisms present in leachate [7][190].

#### *III.1.3.4.6 Nitrogen, Ortho-phosphates and Total Phosphates.*

The TKN,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , ortho-phosphates and total phosphates presented a moderate opposite correlation with the ambient temperature ( $R= -0.40, -0.39, -0.30, -0.30$ ) and a strong correlation with the humidity ( $R= 0.61, 0.63, 0.63, 0.63$ ) and precipitation ( $R= 0.60, 0.50, 0.33, 0.33$ ). This

might be due to the rise in humidity and rainfall possibly lead to the activation of the degradation process.

#### *III.1.3.4.7 pH*

According to the climate condition, the statistical analyses show a good correlation between pH and temperature ( $R= 0.58$ ), and an opposite correlation with the humidity ( $R= - 0.87$ ). This could be due to humidity accumulation that's lead to the activation of waste degradation process and liberation of Volatile Fatty Acids (VFAs) that's decrease pH values while the high temperature decreases the humidity and leading to rising in pH.

#### *III.1.3.4.8 Heavy metals and metalloids*

The correlation of traces metals with weather characteristics is relatively uniform where the results of K, Na, Ca, Fe, As, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Sr, were in positive correlation with the humidity and rainfall and in negative correlation with the temperature while this correlation is reversed of Al, Ti, Ba, Cr, Mo, with the exception of Pb, V, Zn, and Mg (see table 7). V is in negative correlation with all-weather parameters while Pb is in positive correlation with these parameters. For Mg, the results show a negative correlation with the temperature and humidity and a positive correlation with the rainfall, Zn shows a positive correlation with the temperature and rainfall and a negative correlation with the humidity. Theses correlation might be due to that the solubility and dissolution of trace metals affected by the liquid content in the mass of waste where the leaching of trace metals increase with the increase of water content and decrease when temperature increase due to the water evaporation. Other factors affect this correlation like the fluctuation in pH values, chloride, sulphates, humic acid, and dissolved organic matter [191].

## Conclusions

Leachate characteristics have been investigated at Tripoli landfill including recent and old units of landfill organization, the seasonal impact of weather properties (rainfall, temperature, humidity) on leachate quality was also studied for the recent unit. Variation of forty leachate quality parameters (Flow rate, pH, EC, ORP, TDS, salinity, turbidity, COD, BOD,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ , TN,  $\text{PO}_4^{3-}$ , TAC,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , TSS, VSS, and 21 metals) were monitored. The analysis of leachate quality showed a great variation both with the landfill units and with weather characteristics, large amounts of pollutants (organic and metals) were found in the new unit of landfill per comparison with the old unit. This indicates the heterogeneous state of landfill body. Most physicochemical characteristics and some metals were higher in the recent unit (B) with the exception of nitrates and (Mg, Ti, Ca, Mo, Ni, Sr, Pb). Leachate quantity and quality heavily depend on the season, and this affect changing from pollutants to another, this indicates that the seasonal effect on leachate quality at Tripoli landfill is complex. Apparent from the LPI analysis the high contamination potential of leachate and the high pH value of leachate, indicate the old state of Tripoli landfill. The high COD/BOD ratio ( $>3$ ) indicates the needs of physicochemical and biological treatment, followed by continuous monitoring, to prevent any damage effects on the surrounding environment. The revelations during the present study summons attention from the local authorities to take off the dangerous state, and stop the drainage of leachate to the water resources without treatments.

## **III.II Xenobiotic organic compounds in Tripoli Landfill-Lebanon Leachate and their Fluxes to the Abou Ali River and Mediterranean Sea**

Ahmad Moustafa<sup>1,2,3</sup>, Mariam Hamzeh<sup>3</sup>, Moamen Baroudi<sup>3</sup>, Baghdad Ouddane<sup>1</sup>, Sopheak Net\*<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> *Univ. Lille, CNRS LASIRE UMR 8516, Equipe Physico-chimie de l'Environnement, F-59000  
Lille, France.*

<sup>2</sup> *Lebanese University, Department of Environmental Biotechnology, Biotechnology Laboratory,  
Doctoral school-AZM Center for research in biotechnology and its application, Tripoli,  
Lebanon.*

<sup>3</sup> *Lebanese University, Department of Health and Environment, Laboratory of Sciences and  
Water Environment, Faculty of public health section III, Tripoli, Lebanon.*

***Submitted to Waste Management & Research Journal.***

## Abstract

Pollution generated from landfill solid wastes constitute one of the major threat to environment. The landfill leachate contains various toxic pollutants, making it the most dangerous issue of the landfills. Monitoring the xenobiotic organic concentration in landfill leachate is an important step to evaluate the environmental impacts. This work aims to monitor the concentration of organic pollutants such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), polychlorinated biphenyl (PCBs), phthalic acid ester (PAEs), and bisphenols (BPs) in leachate samples collected from the old and new units of Tripoli landfill-Lebanon. The organic pollutants were extracted by using the solid-phase extraction (SPE) and quantified by using Gas Chromatography-Mass Spectrometry (GC-MS). The results showed high concentrations of PAEs, BPs, PCBs and PAHs in the leachate samples. Their Fluxes to the Abou Ali River and Mediterranean Sea have been evaluated.

**Keywords:** Landfill, leachate, persistent organic pollutants, xenobiotic organic compounds

### III.II.1 Introduction

Landfills are the most used method in waste management in developing countries. The landfill waste is exposed to biological and physicochemical transformations leading to highly polluted effluent called leachate. The leachate characteristics are influenced by several factors like waste composition, landfill age, landfill structure, compaction technique, and weather conditions [17][186]. The leachate pollutants are classified into four types: dissolved organic matter, inorganic macro compounds, heavy metals and xenobiotic organic compounds. These last include polychlorobiphenyls (PCB), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), bisphenols (BPs), phthalic acid esters (PAEs), pharmaceutical residues and pesticides [14][192]. PAHs can be generated from anthropogenic and pyrogenic sources. While PCBs sources have anthropogenic origin; they were used in many industries and commercial applications such as electrical, and heat transfer equipment, dyes, and carbonless copy paper [193]. Municipal dumpsites constitute an important source of PAHs and PCBs into marine environment via leachate [76]. They are listed as persistent organic pollutants (POP) in the Stockholm convention [78] and as priority pollutants by the United States Environmental Protection Agency (US EPA) due to their toxicity, mutagenicity, and carcinogenicity effect [79]. While PAEs and BPs are endocrine disrupting chemicals, and their environmental behavior has attracted considerable attention due to their potential impact on ecosystem functioning and on public health. PAEs present in many materials or products including PVC and building materials, personal-care products, medical devices, children's toys, food containers and others [23]. While BPs are used in the production of polycarbonates, epoxy resins, thermal papers, cans, and plastics industry, the automotive industry, glasses and others. PAEs and BPs are ubiquitous in the environment including in fresh and marine waters, soil, sediments, manure, compost, effluents, waste dump water, and discharge percolates [87][194][23]. They are classified as endocrine disruptors [88][92] and considered as priority pollutants [79].

Open dumps and uncontrolled landfills are dominant in Lebanon especially in big cities like Beirut and Tripoli [195]. The inappropriate strategy of waste in Lebanon is characterized by the absence of waste sorting and recycling policy [112]. Due to the dumping of many hazard waste into landfills, such as unused pharmaceutical product, medical waste, personal care product, residual quantities of solvents, paints, pesticides, plastics, electronic materials, and nylon, the landfill leachate constitute an important source of organic pollutants like PAHs, PCB, PAEs, phenol, and pharmaceutical residues [87]. The landfills constitute a high risk to the surrounding environment due to the production of various pollutants in leachate. This last are frequently rejected into the aquatic system without any treatment or with insufficient leachate treatment system. Thus toxic compounds can affect fauna, flora, human health and also aquatic system [132][196][158]. Several studies have focused on the physicochemical characteristics of landfill leachate [186]. However, there is a lack of data on the state of xenobiotic organic compounds release from landfill into leachate and into the aquatic environment surrounding. This paper aims to evaluate the concentration of xenobiotic organic compound including 16 PAHs, 28 PCBs, 6 PAEs, 4 BPs, and 4-nonyl phenol in Tripoli landfill leachate, North of Lebanon.

## III.II.2 Materials and methods

### III.II.2.1 Chemicals and materials

All solvents and sulfuric acid were HPLC or reagent grade and were supplied by Dislab (France). Ultrapure water (Milli-Q) was produced by a Millipore apparatus with 18.2 MΩ·cm resistivity. Whatman glass microfiber filters (0.47 μm) were purchased from Whatman England. C-18 cartridge (200mg/6ml), PAEs and bisphenols were purchased from Sigma-Aldrich (Saint-Louis, USA). PAHs standard were purchased from Restek (Bellefonte, USA). Naphthalene-d8, Acenaphthene-d10, Phenanthrene-d10, Pyrene-d10 and Perylene-d12 used as internal standard for PAHs quantification were obtained from LGC-promochem (Middlesex, UK). PCBs standard was purchased from Accustandard Inc. (USA). Tetrachloronaphthalene, 2,3,3',5,6-Tetrachlorobiphenyl and octachloronaphthalene used as internal standards for PCBs quantification were obtained from Dr. Ehrenstorfer (Augsburg, Germany).

***Targeted compounds:*** Four families of micro-pollutant organics including 16 PAHs, 28 PCBs, 6 PAEs and 5 phenolic compounds were studied. (i) 16 PAHs: Naphthalene (Nap), Acenaphthylene (Acy), Acenaphthene (Ace), Fluorene (Flu), Phenanthrene (Phen), Anthracene (Ant), Pyrene (Pyr), Fluoranthene (Flt), Benzo[a]anthracene (B(a)A), Chrysen (Cry), Benzo[b]fluoranthene (B(b)F), Benzo[k]fluoranthene (B(k)F), Benzo[a]Pyrene (B(a)P), Benzo[ghi]perylene (B(g,h,i)P), Dibenzo[ah]anthracene (DB(ah)A) and Indeno[1,2,3-cd]pyrene (IP). (ii) 28 PCBs: CB8, CB18, CB28, CB44, CB52, CB66, CB101, CB77, CB81, CB114, CB105, CB123, CB128, CB126, CB138, CB187, CB118, CB167, CB157, CB156, CB169, CB170, CB180, CB153, CB189, CB195, CB206, CB209. (iii) 6 PAEs: Dimethyl phthalate (DMP), diethyl phthalate (DEP), di-n-butyl phthalate (DNBP), butyl benzyl phthalate (BBP), bis-2-ethylhexyl phthalate (DEHP) and di-n-octyl phthalate (DNOP). (iv) 5 BPs: Bisphenol C (BPC), bisphenol E (BPE), bisphenol F (BPF), bisphenol G (BPG), and 4-nonylphenol (4-NP).

### III.II.2.2 Study area

Tripoli is the largest city in northern Lebanon with 450000-550000 inhabitants. It is characterized by a Mediterranean climate, cold and wet during the winter. Tripoli landfill is located in Tripoli along the coastline of the Mediterranean Sea, and adjacent to the Abou Ali River. It covers an area of 60000 m<sup>2</sup>. The site was used as an uncontrolled dumpsite for over 20 years till 1999 when the site was rehabilitated and operated as a controlled landfill receiving the waste from Al Fayhaa Union municipalities, with an average of 14000 tons/month. Tripoli landfill received various types of wastes without sorting process. This waste is landfilled by spreading and compression in layers of about 50 cm, then covering by inert soil. The landfill body features a heterogeneous physical structure, is constituted of two sections, the lower section (old – unit A) and the upper section (new – unit B). These units present different conditions like height, degree

of compaction, age of waste and flow rate of leachate. The generated leachate is drained out by a pipes system and periphery ditches, where they pass into the estuary of Abou Ali River, which leads to the Mediterranean Sea. The continuous accumulation of rubbish has transformed the site into a mountain of trash with about 45 m levels making it one of the highest in Lebanon.

### III.II.2.3 Sample collection

The samples were collected in duplicate from the output leachate pipe of both sections every 2 months from September 2017 to September 2018. Six sampling campaigns were performed in the new section of landfill, and four sampling campaigns were performed in the old section due to its drying of leachate during summer. This contribute to the sorting of organic matter from landfilled waste and/or the deviation of leachate flow rate caused by the damage of periphery wall in this section [112]. Samples collected in pre-cleaned glass bottles were directly transported to the laboratory. The figure 25 present the location of the sampling points.



Figure 25: The sampling points of leachate.

### III.II.2.4 Sample extraction

At the laboratory, leachate samples were directly filtered with pre-calcinated 0.47  $\mu\text{m}$  Whatman glass microfiber filters. The target compounds were extracted by using solid-phase extraction (SPE). Firstly, the filtered leachates were spiked with the internal standards. C-18 cartridge was applied according to the method developed by Buseti et al (2006) [123]. Briefly, the cartridges were conditioned by 9 ml of acetonitrile, 9 ml of 2-propanol, and then 12 ml of a mixture of Milli-Q/2-propanol (85/15, v/v) acidified to pH 2.5 with sulfuric acid. After conditioning step, 100 ml of leachate samples were passed through the cartridges with a flow rate of 1 drop/second. The cartridges were washed with 30 ml of a mixture of Milli-Q/2-propanol (85/15, v/v) acidified to pH 2.5, then dried with  $\text{N}_2$ . The targeted compound was eluted with a 12 ml of a mixture of hexane/acetone/2-propanol (90/5/5, v/v/v) followed by 3 ml of dichloromethane. The extract was then concentrated to a volume of 200  $\mu\text{l}$  by  $\text{N}_2$  and kept at 4  $^\circ\text{C}$  until GC-MS analysis.

### III.II.2.5 GC-MS analysis

Each family of organic compound was analyzed separately, using an Agilent 7890B Gas Chromatography, equipped with ZB-XLB-HT a Zebron capillary column (30 m x 0.25 mm i.d. x 0.25  $\mu\text{m}$  film thickness), and coupled with a TQ Agilent series 7000/7010 mass spectrometer (MS). Helium was used as carrier gas at a constant flow rate of 1 ml/min. Samples were analyzed in the splitless mode at 280  $^\circ\text{C}$  and the injector was purged with helium after 1 min. The oven temperature was programmed as follows: from 48  $^\circ\text{C}$  (1.5 min) to 170  $^\circ\text{C}$  at 13  $^\circ\text{C}/\text{min}$ , then ramped at 4  $^\circ\text{C}/\text{min}$  to 230  $^\circ\text{C}$ , and then at 3  $^\circ\text{C}/\text{min}$  (32 min) to 280  $^\circ\text{C}$ . Each targeted compound was identified based on their retention time (TR) and their mass spectrum (m/z) from a chromatogram of standard solutions acquired in full scan mode. The quantification was performed in the SIM mode.

### III.II.2.6 Quantitative analysis and quality control

The concentration of each compound was determined according to a six-point internal calibration methods. Internal standards were added for each calibration point in order to better fit to the properties of each targeted compounds. To minimize the error of quantification, the procedural blank for the entire analytical procedure was performed in triplicate together with each environmental sample batch. Our results showed that the procedural blanks were free from any targeted PCBs, PAHs, PAEs and BPs. This ensures that no significant contamination occurs during the procedure. The precision and accuracy of the method were confirmed by duplicate analysis of the samples. The precision of the technique, specified by the standard deviation, was found between 1 and 5 %.

## III.II.3 Results and Discussion

### III.II.3.1 PAHs concentration and composition profile

Among the 16 PAHs, 12 of them were detected in the leachate samples. Their concentrations determined in each unit are presented in table 8. In unit A, Nap showed the highest concentration and followed by Acy, Pyr. In unit B, similarly, Nap was detected dominant and it followed by Phen and Flu (Figure 2). However, B(b)F, B(a)P, DB(ah)A, and B(ghi)P were below LOQ in both units.

The concentration levels of  $\Sigma_{16}$  PAHs were found to be much higher in leachate from unit B than in unit A. Their concentrations ranged from 0.1 to 6  $\mu\text{g/l}$  with an average of 2  $\mu\text{g/l}$  and from 1 to 30  $\mu\text{g/l}$  with an average of 9  $\mu\text{g/l}$  in unit A and B respectively (Table 8). The differences between these two sampling units can be attributed to the type, age, degradation state of waste and leachate flow rate in each unit. In comparison, our results were much higher than which determined by Borjac et al. (2019) and Kalmykova et al. (2013) in leachate of Deir Kanoun Ras El Ain landfill in south Lebanon (0.19-1  $\mu\text{g/l}$ ) [197] and in leachate of Sweden where the average found 1  $\mu\text{g/l}$  [198] respectively. However, our results were much lower than which reported by Jiries et al. (2005) in Jordan where the  $\Sigma_{16}$  PAH ranged at 7-13  $\text{mg/l}$  with an average of 9  $\text{mg/l}$  [199].

**Tab 8:** Individual concentration of PAHs in units A and B from Sept-2017 to Sept-2018.

Sampling date	Sep 2017		Dec 2017		Feb 2018		Apr 2018		Jun 2018	Sep 2018
	A	B	A	B	A	B	A	B	B	B
<b>PAHs</b> ng/l										
<b>Nap*</b>	260 ± 10	153 ± 7	5751 ± 12	12221 ± 14	8 ± 0.1	5345 ± 11	154 ± 7	1867 ± 11	754 ± 12	2946 ± 12
<b>Acy</b>	357 ± 13	503 ± 14	-	-	9 ± 0.3	358 ± 10	19 ± 2	22 ± 1	845 ± 2	18 ± 1
<b>Ace</b>	-	-	13 ± 1	38 ± 2	5 ± 0.1	172 ± 6	3 ± 0.3	8 ± 1	246 ± 4	50 ± 2
<b>Flu</b>	3 ± 0.1	11 ± 1	5 ± 0.4	67 ± 3	8 ± 0.4	2720 ± 9	21 ± 2	48 ± 3	84 ± 1	203 ± 3
<b>Phen</b>	16 ± 1.6	125 ± 10	-	-	15 ± 2	18843 ± 8	-	-	352 ± 5	1111 ± 10
<b>Ant</b>	1 ± 0.01	3 ± 0.2	59 ± 6	169 ± 6	5 ± 0.1	432 ± 4	24 ± 2	84 ± 4	414 ± 7	370 ± 9
<b>Pyr</b>	-	-	81 ± 7	1488 ± 13	3 ± 0.1	263 ± 2	22 ± 1	108 ± 4	232 ± 4	98 ± 1
<b>Flt</b>	9 ± 0.7	53 ± 4	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>B(a)A*</b>	-	-	-	-	11 ± 1	670 ± 6	44 ± 3	527 ± 6	334 ± 6	8 ± 1
<b>Chry*</b>	-	-	5 ± 0.3	12 ± 1	0.1 0.01	429 ± 5	5 ± 0.4	37 ± 1	21 ± 1	10 ± 1
<b>B(b)F*</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>B(k)F*</b>	-	-	10 ± 1	54 ± 4	13 ± 1	40 ± 1	49 ± 3	49 ± 1	80 ± 2	107 ± 2
<b>B(a)P*</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>DB(ah)A*</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>B(g,h,i)P</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>I(cd)P*</b>	-	-	-	101 ± 6	14 ± 1	349 ± 3	34 ± 2	61 ± 3	34 ± 1	121 ± 3
<b>Min</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Max</b>	357	503	5751	12221	15	18843	154	1867	754	2946
<b>Σ<sub>16</sub> PAHs</b>	647	849	5931	14150	90	29620	375	2810	2636	5041
<b>Σ<sub>8</sub> Carcinogenic PAHs</b>	261	153	5774	12389	45	6833	286	2542	1224	3192
<b>BaA/BaA + Chry</b>	-	-	-	-	1	1	1	1	1	-
<b>Phe/Ant</b>	14	39	-	-	3	44	-	-	1	3
<b>Ant/Ant + Phe</b>	-	-	1	1	-	-	1	1	-	-

“-” : < LOQ.

\* Human carcinogen compounds [200].

Eight PAHs are classified as probably (B(a)A, B(a)P, DB(ah) A) or possibly carcinogenic (Nap, Chry, B(b)F, B(k)F, I(cd)P) to humans by the USEPA (1993) [200]. The highest total carcinogenic PAHs (Σ<sub>8</sub>PAHs) were determined in leachate of unit B which concentration varied from 0.2 to 14 µg/l and with the average of 4.4 µg/l. Their concentrations determined in the unit A were two times lower with a range of < LOQ-6 µg/l with an average of 1.6 µg/l. The worldwide recommendation values for PAHs were usually obtained from the human health risk model and

ecological risk assessment. If the concentration in the sample sites is higher, it implies that there great health and environmental risk [201][202].

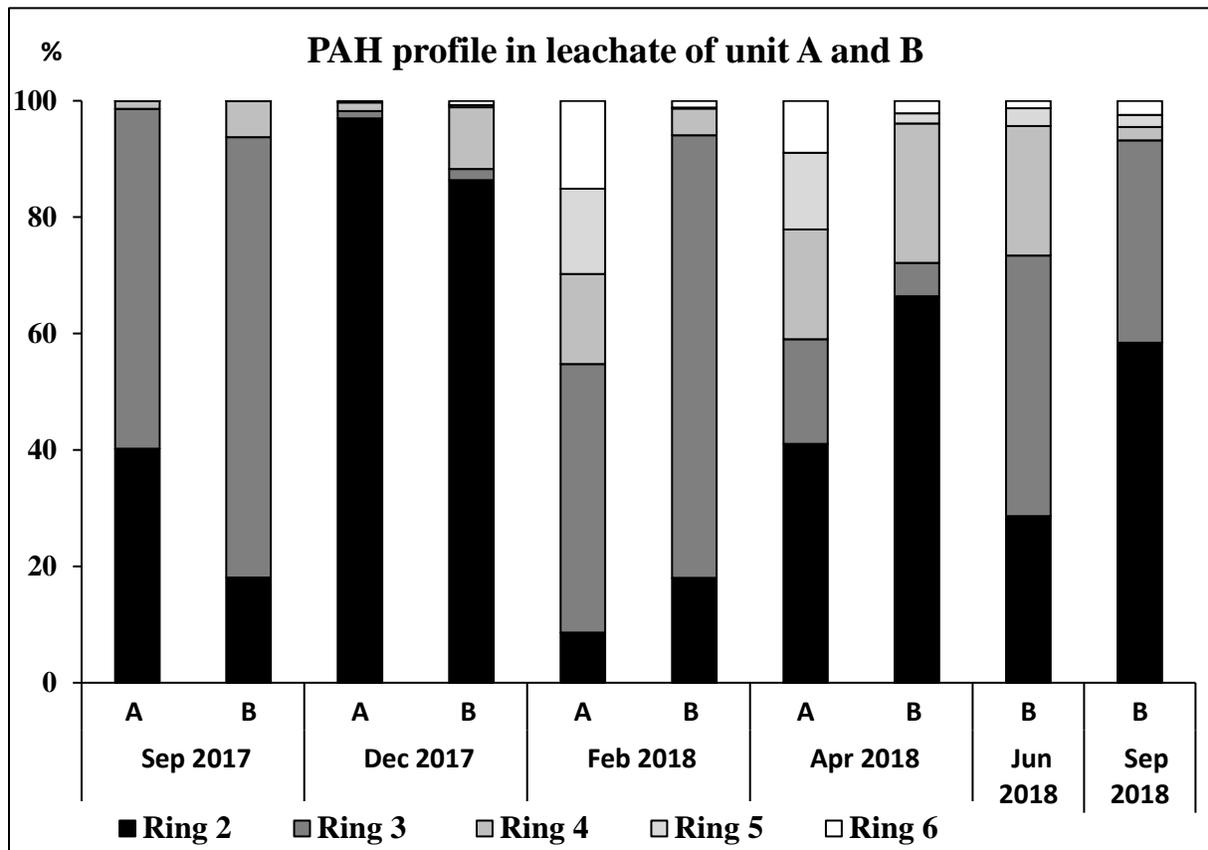
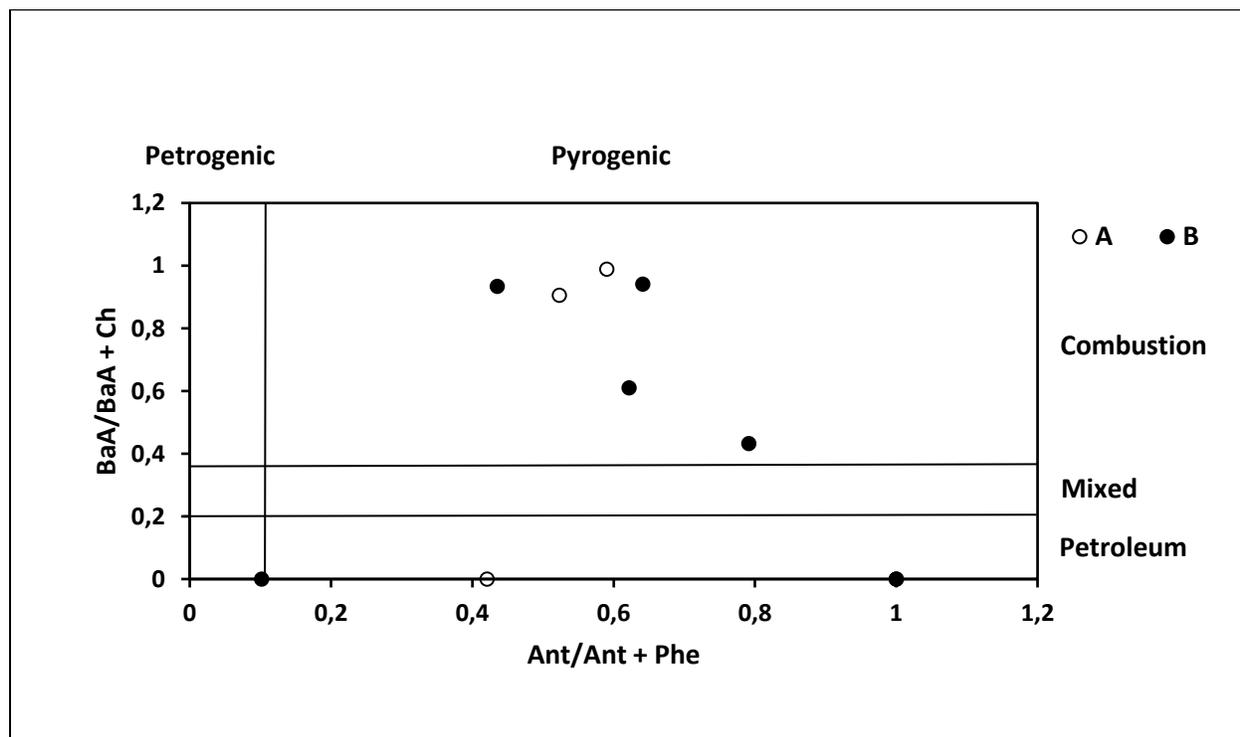


Figure 26: PAHs distribution profile for the leachate of unit A and B from Sept-2017 to Sept-2018.

### III.II.3.1.1 PAHs source distribution

The source distribution of PAHs can be identify by various ratios. Among the ratios, B(a)A/B(a)A + Chry (BaA/228) ratio is commonly used. The ratio lower than 0.20 indicate petroleum origin, while the ratio 0.20-0.35 indicate petroleum or combustion, and any ratio higher than 0.35 indicate combustion source [203][204]. From table 8, the B(a)A/(B(a)A+Chry) ratio can be calculated. The ratio show the mixt of combustion and petrogenic source of PAHs pollution. Moreover, Phe/Ant ratio can be used to distinguish the petrogenic and combustion sources. When Phe/Ant ratio <10 indicates combustion sources of pyrolytic and >10 indicates petrogenic sources [205]. Our results showed the ratio of 0-13.6, where 75% of Phe/Ant ratio <10 and 25% >10. Thus, the combustion is the dominant source in the unit A. Similarly for unit B, the Phe/Ant ratio were from 0 to 43.6, where 66.7% <10 and 33.3% >10. The results indicate the combustion as dominant source of PAHs pollution. Besides, Ant/Ant+Phe ratio <0.1 indicates a petrogenic source and >0.1

indicates a pyrogenic source [206]. From the data in table 8, the Ant/Ant+Phe ratio can be calculated and it ranged from 0 to 1 for both unit. For the unit A, 25% of Ant/Ant+Phe ratio <0.1 and 75% >0.1, while in the unit B, 33.3% <0.1 and 66.7% of Ant/Ant+Phe ratio >0.1. This ratio confirm the combustion process as the major origin of PAHs in the Tripoli landfill leachate. The cross plots of BaA/BaA+Ch and Ant/Ant + Phe in the two units (Figure 27) indicated that PAHs originated mainly from combustion sources.



**Figure 27:** Cross plot of Ant/Ant + Phe versus BaA/BaA + Ch for leachate samples during the study period.

These characteristic ratios show that the PAHs in leachate samples of Tripoli landfill were predominantly pyrogenic sources. These results may be due to the historical state of waste incineration and it is compatible with recent research established by Borjac et al. (2019) in leachate of Deir Kanoun Ras El Ain landfill in south Lebanon [197][207][112]. In addition, the atmospheric deposition can be the source of PAHs from the incineration of tire and electric cable near the landfill and the incineration of fossil fuel in the power plants and road traffic surrounding [208].

### III.II.3.2 PCBs concentration and composition profile

Among the 28 PCBs, 15 were detected and the concentration of  $\Sigma_{28}$ PCBs were in the range of 30-400 ng/l with an average of 200 ng/l in unit A, and in the range of 90-2000 ng/l with an average of 500 ng/l in unit B (Table 9). Our results showed that the  $\Sigma_{28}$ PCBs in Tripoli landfill leachate are in the same rang of which reported by Herbert et al. (2006) in leachate of Portugal

landfill (700-2090 ng/l) [209]. However, our results were much lower than which founded by Yusoff et al. (2013) in leachate of Malaysians landfill where 9 mg/l of  $\Sigma_{28}$ PCBs were detected [210].

**Tab 9:** The concentration of PCBs in units A and B leachate from Sept-2017 to Sept-2018.

Sampling date	Sep 2017		Dec 2017		Feb 2018		Apr 2018		Jun 2018	Sep 2018
PCBs ng/l	A	B	A	B	A	B	A	B	B	B
<b>CB8</b>	40 ± 3	40 ± 1.4	60 ± 2.8	163 ± 7.1	5 ± 0.3	80 ± 4.2	15 ± 1.4	116 ± 7.2	840 ± 11.3	44 ± 3.5
<b>CB18</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CB28</b>	374 ± 11	18 ± 1.1	28 ± 0.7	15 ± 1.4	3 ± 0.2	2 ± 0.1	1 ± 0.1	14 ± 0.9	28 ± 1.4	6 ± 0.6
<b>CB44</b>	4 ± 0.4	2 ± 0.1	2 ± 0.1	6 ± 0.6	7 ± 0.4	6 ± 0.5	6 ± 0.4	7 ± 0.6	38 ± 1.8	6 ± 0.6
<b>CB52</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CB66</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CB101</b>	-	-	63 ± 2.5	18 ± 1.6	20 ± 1.4	16 ± 1	-	-	3 ± 0.3	-
<b>CB77</b>	5 ± 0.4	N.A.	19 ± 1.3	61 ± 3.5	3 ± 0.1	40 ± 1.4	1 ± 0.03	42 ± 1.7	44 ± 1.4	43 ± 3
<b>CB81</b>	2 ± 0.1	2 ± 0.1	1 ± 0.1	2 ± 0.2	-	1 ± 0.04	1 ± 0.03	6 ± 0.3	926 ± 11	4 ± 0.4
<b>CB114</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CB105</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CB123</b>	-	-	6 ± 0.2	4 ± 0.3	-	-	-	3 ± 0.1	9 ± 0.7	-
<b>CB128</b>	1 ± 0.1	1 ± 0.1	1 ± 0.1	1 ± 0.1	-	1 ± 0.03	-	1 ± 0.01	2 ± 0.1	-
<b>CB126</b>	1 ± 0.03	2 ± 0.2	2 ± 0.1	4 ± 0.4	-	2 ± 0.1	-	13 ± 1.3	3 ± 0.3	2 ± 0.1
<b>CB138</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CB187</b>	7 ± 0.7	9 ± 0.9	9 ± 0.8	12 ± 1.1	4 ± 0.3	3 ± 0.2	2 ± 0.1	7 ± 0.4	3 ± 0.2	8 ± 0.7
<b>CB118</b>	N.A.	N.A.	9 ± 0.6	5 ± 0.2	1 ± 0.01	1 ± 0.1	2 ± 0.03	35 ± 1.4	117 ± 7.1	1 ± 0.1
<b>CB167</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CB157</b>	2 ± 0.1	1 ± 0.04	1 ± 0.1	1 ± 0.03	-	-	-	2 ± 0.1	1 ± 0.04	-
<b>CB156</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CB169</b>	12 ± 1.1	17 ± 1.4	1 ± 0.1	1 ± 0.1	8 ± 0.8	25 ± 1.4	-	17 ± 1.1	4 ± 0.03	-
<b>CB170</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CB180</b>	-	1 ± 0.1	-	-	-	1 ± 0.1	-	1 ± 0.03	-	-
<b>CB153</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CB189</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CB195</b>	1 ± 0.05	1 ± 0.1	-	-	-	2 ± 0.1	1 ± 0.03	1 ± 0.04	2 ± 0.1	-
<b>CB206</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>CB209</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Min</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Max</b>	374	39	63	163	20	79	15	116	926	44
<b>Σ<sub>7</sub>PCBi</b>	374	19	101	38	25	19	4	49	148	8
<b>Σ<sub>12</sub>PCB-DL</b>	21	25	38	77	13	69	4	117	1105	50
<b>Σ<sub>28</sub>PCB</b>	446	96	202	293	52	178	30	261	2020	115

“-” : <LOQ

N.A.: Not analysed

Seven PCBs were classified as PCB-indicators (PCBi: PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 and 180) which are frequently detected in the environment. And 12 PCBs were classified as PCBs-dioxin-like (PCBs-DL: 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, and 189) known to be very toxic to humans and persistent in the environmental matrices [211][212]. The composition profile for  $\Sigma_{28}$ PCBs,  $\Sigma_7$ PCBi, and  $\Sigma_{12}$ PCB-DL are presented in figure 28.

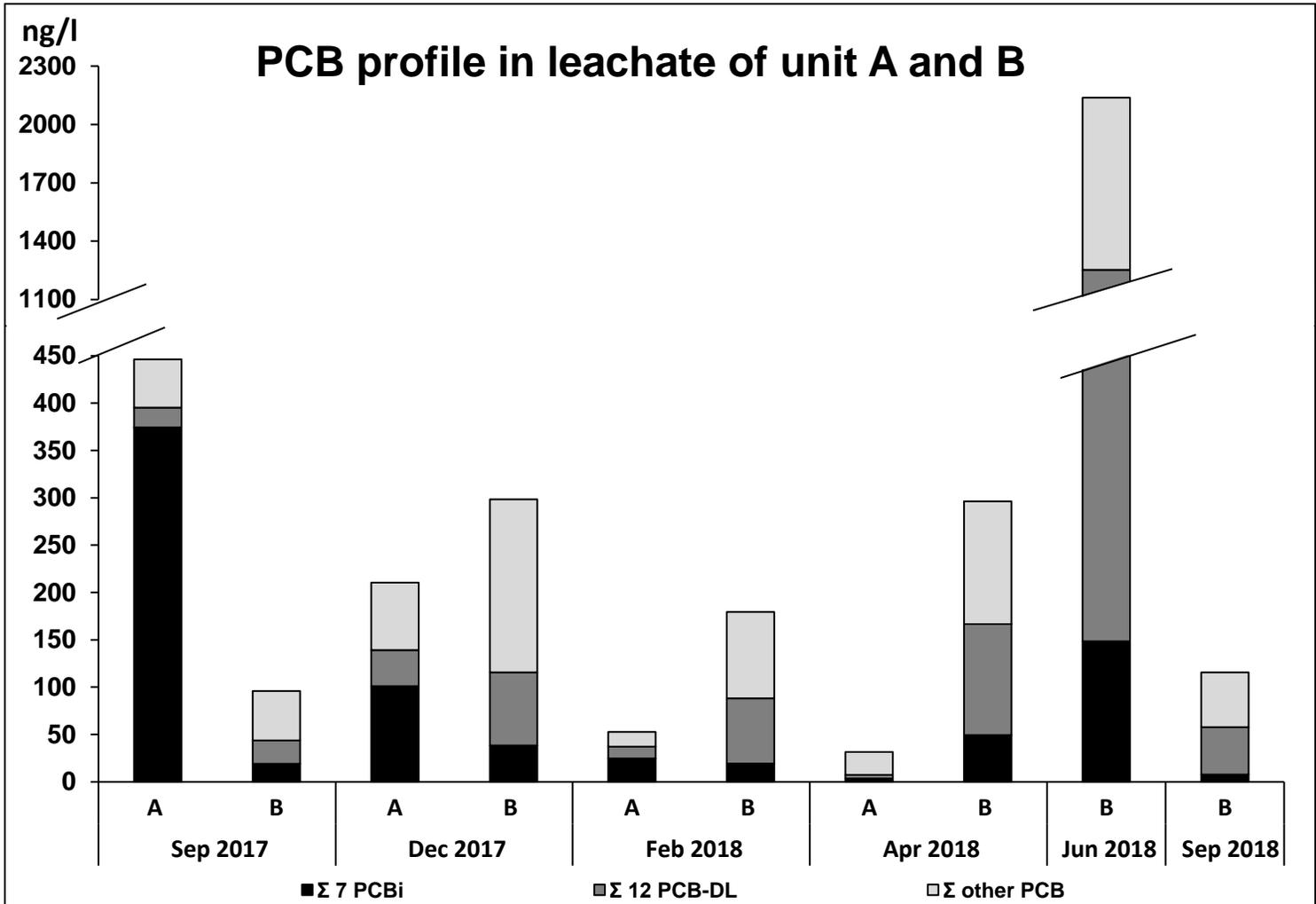


Figure 28: PCB composition profile in leachate of unit A and unit B from Sept-2017 to Sept-2018 in  $\mu\text{g/l}$ .

The  $\Sigma_7$ PCBi varied from 4 to 324 ng/l with an average of 126 ng/l and represents about 45% of the  $\Sigma_{28}$ PCBs detected in unit A. For unit B, the  $\Sigma_7$ PCBi varied from 8 to 148 ng/l with an average of 47 ng/l and represents about 12.3% of  $\Sigma_{28}$ PCBs. The  $\Sigma_7$ PCBi detected in this study are lower than those founded in the leachate of Portuguese landfills (713–2098 ng/l) [209]. The  $\Sigma_7$ PCBi in Tripoli landfill leachate are much lower than which found in Malaysian landfill at 770,000 ng/l [210]. While the  $\Sigma_{12}$ PCB-DL were quantified from 3.7 to 38 ng/l with an average of 18.8 ng/l and represents about 14.3% of  $\Sigma_{28}$ PCBs in unit A. For unit B,  $\Sigma_{12}$ PCB-DL varied from

25 to 1105 ng/l with an average of 240 ng/l which represents about 37.4%. The  $\Sigma_7$ PCBi and  $\Sigma_{12}$ PCB-DL represent 59% and 50% of  $\Sigma_{28}$ PCBs for unit A and B respectively. These finding is similar to which found by previous studied [209][210].

The present of PCBs in Tripoli landfill leachate might be related to the dumping of PCB-containing waste like e-waste, ink, capacitors, and transformers [177][213]. It can be also originated from atmospheric deposition from the incineration of the tire and electric cable in the study area, and from the power plants. The PCB in unit A were lower than in unit B. This can be due to the type and age of waste in each unit, where the waste in unit A is older. It can also due to the type of waste which change with time depending on the human consumption hobbies and the technological revolution in the last twenty years. This difference could be due also to the sorption of PCBs to dissolved organic matter and suspended solids in the leachate [214] where the compaction degree in unit A is bigger than in unit B.

### **III.II.3.3 PAEs concentration and composition profile**

Five PAEs among the six selected were detected and the result showed in table 10. The  $\Sigma_6$ PAEs varied from 571 to 8031  $\mu\text{g/l}$  with an average of 2673  $\mu\text{g/l}$  in unit A. Similar value was found in unit B where the  $\Sigma_6$ PAEs were 399-4892  $\mu\text{g/l}$  with an average of 2891  $\mu\text{g/l}$ . Our result is higher than which found in China (50-62  $\mu\text{g/l}$ ) [215] and in Sweden landfill leachate (1.2-47  $\mu\text{g/l}$ ) [198][216]. The high levels of  $\Sigma_6$ PAEs detected in this study might be attributed to the absence of sorting of recyclable materials and the landfilling of various hazardous wastes containing PAEs. Indeed, PAEs have been used in a very broad range of applications, and their content can be up to 10–60% by weight of final product. PAEs have been used in many materials or products including PVC products, building materials including in paint, adhesive, wall covering, in personal-care products (perfume, moisturizer, deodorizer, liquid soap and hair spray), medical devices, detergents and surfactants, packaging, printing inks and coatings, pharmaceuticals and food products, textiles and others. These products and materials have been frequently used in everyday life of Tripoli inhabitants and then they reached to the Tripoli landfill as solid waste. It is interesting to note also that PAEs are not chemically but only physically bound to the polymeric matrix. Thus, they can easily be released from the waste containing PAEs from the landfill into the leachate [89].

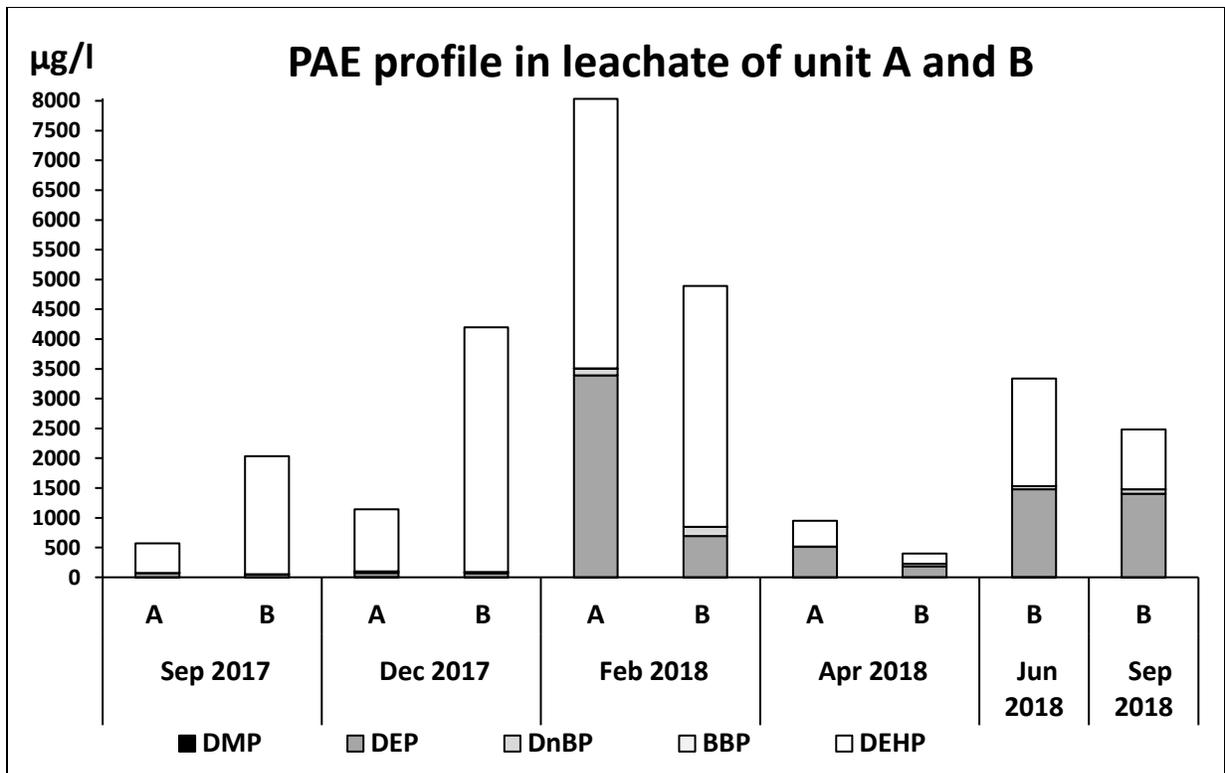


Figure 29: PAEs composition profile in leachate of unit A and unit B from Sept-2017 to Sept-2018 in µg/l.

The composition profile of PAEs is presented in figure 29. DEHP was the most detected followed by DEP, DnBP, BBP, and DMP. DnOP is under LOQ for both units. The DEHP, DEP, DnBP, BBP, and DMP were quantified at 1624, 1010, 35, 3, and 1 µg/l in unit A, and 2187, 645, 57, 2, and 1 µg/l in unit B respectively (Figure 29). The distribution profile of PAEs determined in this study was similar to previous studied with references herein [215][198][216].

High contamination of DEHP detected in this study may be because of its wide and abundant in material and products used everyday life. DEHP could be persistence in Tripoli landfill since it was detected at high concentration even in the old unit (A) after more than 40 years of waste storage. All types of rubbish including PVC products have been dumped into Tripoli landfill without sorting. This can be the important source of DEHP found in this site. Indeed, DEHP is abundantly used as PCV plasticizers [198][217][89]. Also, other types of waste might be the sources of PAEs in Tripoli landfill like fibers, lubricants, cosmetics, and pharmaceutical residue [82].

**Table 10:** The concentration of PAEs in leachate from Sept-2017 to Sept-2018 in  $\mu\text{g/l}$ .

Sampling date	Sep 2017		Dec 2017		Feb 2018		Apr 2018		Jun 2018	Sep 2018
	A	B	A	B	A	B	A	B	B	B
PAEs $\mu\text{g/l}$										
DMP	$0.1 \pm 0.01$	$0.1 \pm 0.007$	$1 \pm 0.1$	$0.1 \pm 0.01$	$0.5 \pm 0.02$	$0.3 \pm 0.01$	$0.1 \pm 0.01$	$0.001 \pm 0.0001$	$3 \pm 0.2$	$1 \pm 0.02$
DEP	$71 \pm 1.8$	$47 \pm 1.4$	$70 \pm 6.5$	$66 \pm 2.8$	$3388 \pm 11.3$	$692 \pm 16$	$510 \pm 9.9$	$184 \pm 10.6$	$1477 \pm 8$	$1403 \pm 15.5$
DnBP	$3 \pm 0.2$	$4 \pm 0.01$	$19 \pm 1.4$	$19 \pm 1.6$	$115 \pm 2.8$	$155 \pm 2.8$	$5 \pm 0.4$	$44 \pm 1.4$	$48.9 \pm 2.8$	$72 \pm 3$
BBP	$0.2 \pm 0.01$	$0.03 \pm 0.001$	$10 \pm 0.4$	$5 \pm 0.4$	$3 \pm 0.1$	$3 \pm 0.1$	$0.1 \pm 0.01$	$1 \pm 0.01$	$1 \pm 0.1$	$1 \pm 0.05$
DEHP	$497 \pm 14.1$	$1985 \pm 15.5$	$1043 \pm 16.9$	$4110 \pm 19.8$	$4525 \pm 17$	$4042 \pm 20$	$433 \pm 18.5$	$170 \pm 2.8$	$1809 \pm 17$	$1005 \pm 18.4$
DNOP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Min	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Max	497	1985	1043	4110	4525	4042	510	184	1809	1403
$\Sigma_6\text{PAE}$	571	2036	1143	4200	8031	4892	948	399	3340	2481

### III.II.3.4 Phenols and its derivatives concentrations and composition profile

The concentration of phenolic compound are shown in table 11 and the composition profile are shown in figure 30. The 4-nonylphenol and all BPs, except for BPC, were found in leachate samples in both units. The lower concentrations of the  $\Sigma_4\text{BPs}$  were found in unit A, where it ranged from 277 to 422  $\mu\text{g/l}$  with an average of 340  $\mu\text{g/l}$ . Higher concentrations of the  $\Sigma_4\text{BPs}$  were found in unit B with 359-596  $\mu\text{g/l}$  and an average of 419  $\mu\text{g/l}$ . This result is in the same range of which found in the Japanese landfills (0.009-3600  $\mu\text{g/l}$ , average of 230  $\mu\text{g/l}$ ) and higher than which reported for the leachate of Deir Kanoun Ras El Ain landfill in south Lebanon [197][218]. A minor deviation of BPs concentration was observed between the sampling period for both units, this is might due to the slightly effect of seasonal variation [219][220]. Difference concentration of BPs concentration was observed between units A and B. This might be due to that the stability of BPs with time [221]. The levels of BPs in waste landfill leachates depend on the types of waste present in the landfills. The BPs in leachate can be due to the landfilling of many wastes contain BPs like food contact materials [222][223], digital media, electronic equipment, medical instruments, pipes and toys [224], thermal paper [225], dyes, leather tanning products [226].

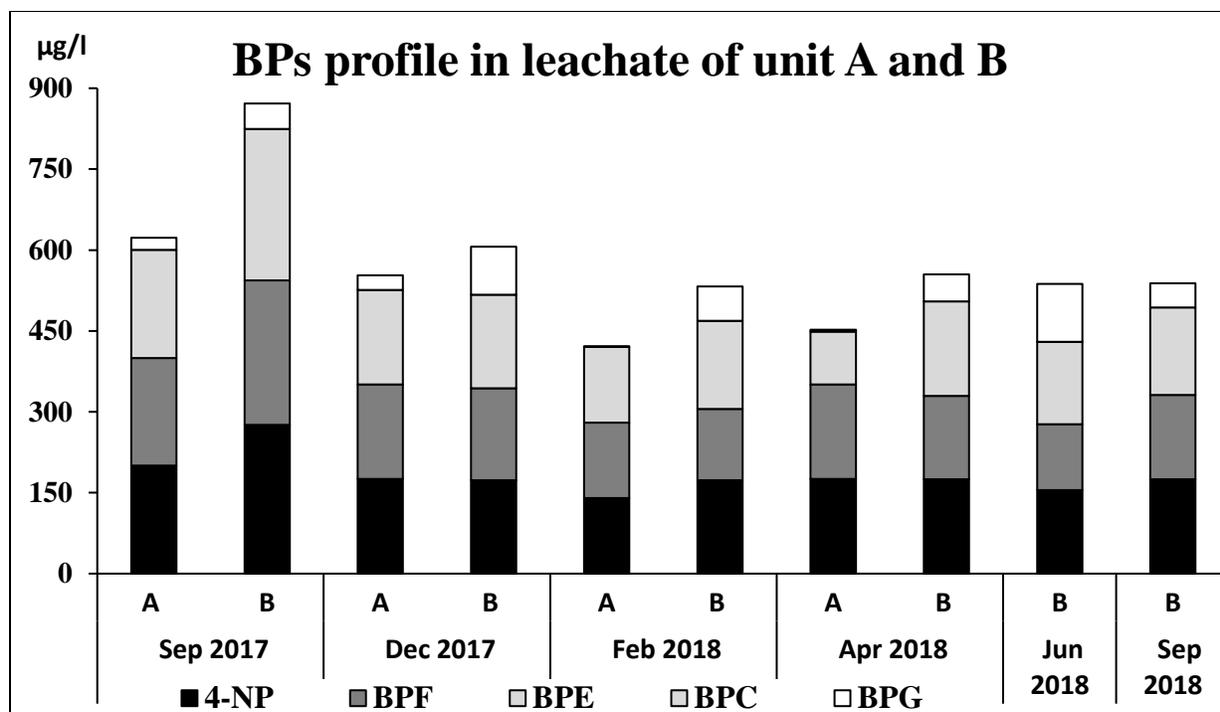


Figure 30: Phenolic compound profile in leachate of unit A and unit B from Sept-2017 to Sept-2018 in µg/l.

The concentrations of 4-nonylphenol were detected in the range of 140-200 µg/l with an average of 173 µg/l, an 155-276 µg/l with an average of 188 g/l respectively in unit A and B. Our results are much higher than which found in Japanese landfills (0.027-6.4 µg/l) [218], and in Sweden landfill (0.1-7.3 µg/l) [198]. This could be explained by the disposal of detergent containers, paints, personal care products, plastics, incombustible, and incineration residues [218]. The PBs in Tripoli landfill leachates are thought to be important pollutants and pose a high risk to the surrounding environment and human.

Tab 11: The concentration of BPs in leachate from Sept-2017 to Sept-2018 in µg/l.

Sampling date	Sep 2017		Dec 2017		Feb 2018		Apr 2018		Jun 2018	Sep 2018
	A	B	A	B	A	B	A	B	B	B
4-NP	200 ± 11.3	276 ± 16.9	175 ± 9.8	173 ± 7	140 ± 4.2	173 ± 7	175 ± 7.3	175 ± 8.4	155 ± 5.7	175 ± 7.9
BPF	199 ± 10	268 ± 14.1	175 ± 11.3	170 ± 5.6	140 ± 3.5	132 ± 3.5	175 ± 8.4	154 ± 5.7	122 ± 4.3	156 ± 5
BPE	200 ± 9.4	281 ± 18.4	175 ± 9.1	173 ± 7.7	140 ± 2.8	163 ± 5.7	98 ± 4.5	175 ± 8.2	153 ± 6.3	162 ± 3.6
BPC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BPG	23 ± 1.2	47 ± 1.4	27 ± 1.2	89 ± 2.1	1 ± 0.08	64 ± 1.3	3 ± 0.12	51 ± 2	107 ± 1.5	45 ± 0.8
Min	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Max	200	281	175	173	140	173	175	175	155	175
Average	124	174	111	121	84	106	90	111	107	108
Σ 4 BPs	422	596	378	433	282	359	277	380	382	363

### III.II.4 Fluxes and potential sources to the Abou Ali River and Mediterranean Sea

The annual rainfall and the surface of Tripoli landfill were determined at 700 mm/year and 60 000 m<sup>2</sup> respectively. If the total amount of rainfall on the landfill surface solubilizes pollutants contained in the landfill and then, they are thrown into the Abou Ali River and Mediterranean Sea, the annual volume of leachate thrown out is approximately 42000 m<sup>3</sup>/year. A rough estimation of the pollutants inputs of the Tripoli landfill to the Abou Ali River and then to the Mediterranean Sea can be estimated by the contaminant flux by multiplying the concentrations measured with the corresponding annual volume of leachate. The annual fluxes of persistent organic pollutants thrown out from the Tripoli landfill to the Abou Ali River and Mediterranean Sea were calculated at 0.23 kg, 0.01 kg, 116.85 kg, 15.93 kg, and 7.58 kg for  $\Sigma_{16}$  PAHs,  $\Sigma_{28}$  PCBs,  $\Sigma_6$  PAEs,  $\Sigma_4$  BPs, and 4-NP respectively. These assessments give an image about the pollution effect of Tripoli landfill on the Abou Ali estuary and Mediterranean Sea.

## Conclusions

Due to the absence of waste management strategy in Lebanon, environmental pollution generated from uncontrolled landfills become more complicated especially in big cities like Tripoli. The concentration of fifty-five organic pollutants including 16 PAHs, 28 PCBs, 6 PAEs, 4 BPs, and 4-nonylphenol in the leachate of Tripoli landfill have been investigated. The concentration of these pollutants in leachate collected from old unit is lower than which collected from new unit. This may due to the age and the transformation of waste in each unit. The concentration of carcinogenic POPs were detected the high level in leachate and thus may cause high toxicity. There are no landfills for chemical and hazardous waste in Lebanon, the results of the present study reflect the historical use of chemicals and provide additional insight into the nature of wastes eliminated at Tripoli landfill. The disposable of waste containing POPs in a municipal solid waste landfill harm environmental and human health. It is clear that stopping the dumping of hazardous waste into Tripoli landfill is one of the solution to prevent the damage. The treatment of the leachate become the necessity to reduce the impacts on the surrounding environment and particularly the Abou Ali River and coastal area nearby. That's summons attention from the national authorities to stop the landfilling of hazardous waste in a landfill of this type and to stop the drainage of leachate to the water resources and also the citizens to stop any touristic activities and reap seafood in the study area.

## Conclusion générale et perspectives

La production des déchets solides augmente sans cesse dans le monde avec la démographie. La majorité des déchets solides sont triés et déposés dans des décharges spécifiques contrôlés mais dans les pays en voie de développement, ils sont déposés de manière sauvages (non contrôlée) et souvent sans aucun tri. Au Liban les déchets sont éliminés dans des décharges non contrôlées et à ciel ouvert, où on y trouve tous les types de déchets de divers nature tels que les ordures ménagères, les déchets industriels, les déchets médicaux ainsi que les déchets agricoles[4][4][4][4][4]. La dégradation ou la maturation des déchets conduit à la libération de divers produits dont certains sont très toxiques comme les lixiviats. La décharge municipale de Tripoli reçoit en moyen 14000 tonnes/mois de déchets solides et produits annuellement environ 42 000 m<sup>3</sup> de lixiviat chargé divers polluants. Ces lixiviats constituent une source important de pollution pour les milieux aquatiques environnants et en particulier pour la rivière Abou Ali et les côtes de la mer Méditerrané au niveau de Tripoli.

Des polluants majeurs de nature organique et minérale et aussi des polluants traces toxiques ont été détectés dans le lixiviat de décharges de Tripoli. Les résultats montrent une variation de composition en fonction du site de prélèvement et aussi en fonction du temps. Plusieurs facteurs peuvent affecter la composition du lixiviat tels que la nature de déchets, les conditions climatiques, la configuration du site et les processus physiques, chimiques et microbiologiques au sein du massif.

Ce travail pluridisciplinaire avait pour objectif de contribuer à compléter les informations manquantes sur les caractéristiques chimiques et d'étudier l'évolution temporelle et saisonnière de la qualité des lixiviats issue de la décharge de Tripoli-Liban. Pour atteindre ces objectifs, plusieurs campagnes d'échantillonnage ont été effectuées pendant une année complète couvrant les périodes sèche et humide. Les prélèvements ont été effectués tous les deux mois dans deux unités, une ancienne et une nouvelle unité dans le corps de la décharge. Plusieurs paramètres physicochimiques à savoir le débit, le pH, CE, ORP, TDS, la salinité, la turbidité, la DCO, DBO, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, TN, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, TAC, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, TSS, VSS ont été étudié dans le lixiviat. Les concentrations de 21 métaux ont également été suivies. Pour compléter les informations sur les caractéristiques chimiques du lixiviat, quatre familles de micropolluants organiques persistants ont été également évaluées. Plus précisément, nous avons quantifié 16 HAP, 28 PCB, 6 PAE, 4 BP et 4-Nonylphénol.

Les résultats sur la caractérisation de lixiviats ont montré une variation important entre les deux unités de la décharge et en fonction de la saison. La nouvelle unité de la décharge est plus polluée que l'ancienne unité aussi bien pour les polluants organiques que métalliques, cela indique l'hétérogénéité du corps de la décharge. Les valeurs élevées des LPI et du pH du lixiviat montrent l'ancienneté de la décharge de Tripoli. Le rapport DCO/DBO était toujours > 3, ce qui laisse à penser que le lixiviat de cette décharge à besoins d'un traitement physico-chimique suivit d'un traitement biologique. La quantité et la qualité du lixiviat dépendent fortement de la caractéristique

météorologique. Le changement de concentration en hausse ou en baisse varie d'un polluant à un autre, ce qui indique un effet saisonnier sur la qualité du lixiviat.

La plupart des paramètres physico-chimiques telles que CE, pH, TSS, VSS, TDS, turbidité, débit, chlorure, sulfate, TAC, azote, phosphates et composés organiques (DCO, DBO) étaient détectés à des concentrations plus élevées dans l'unité récente (unité B) que dans l'ancienne unité (unité A), à l'exception pour l'ORP et des nitrates. Globalement, l'unité B est beaucoup plus chargée en polluants. A titre d'exemple, la MES a été déterminée six fois plus élevée dans l'unité B que l'unité A avec une moyenne de 2396 mg/l et 379 mg/l respectivement. De même pour la DCO, la concentration moyenne est de 23191 mg/l dans l'unité B contre seulement 4307 mg/l dans le lixiviat de l'unité A. Également, les métaux sont plus chargés dans le lixiviat de l'unité récente (unité B) que l'unité ancienne (unité A). La  $\Sigma 21$  Métaux déterminé est 1,4 fois plus élevé dans l'unité B que l'unité A. Comme pour les paramètres physico-chimiques et les métaux, les micropolluants organiques ont été détectés plus dans l'unité B que dans l'unité A. Pour les HAP, la moyenne  $\Sigma 16$  PAHs a été déterminée à 9.2  $\mu\text{g/l}$  dans l'unité B contre seulement 1.8  $\mu\text{g/l}$  dans le lixiviat de l'unité A. Ceci indique l'influence de l'âge des déchets sur la dégradation et ainsi sur le temps de vie de ces molécules dans la décharge. Ces résultats fournissent des informations complémentaires sur la nature des déchets déposés à la décharge de Tripoli.

Des valeurs élevées de l'indice de pollution par le lixiviat (LPI) et de flux annuel de polluants organiques et minéraux ont été déterminées. Ceci indique les impacts élevés des lixiviats sur les milieux aquatiques environnants particulièrement sur la source en eau. Les flux annuels des polluants ont été calculés en se basant sur les données de pluviométries et la surface de la décharge et en supposant le cas extrême que la totalité des précipitations sur la décharge solubilise les polluants et en considérant la décharge comme un milieu poreux et perméable. La configuration détaillée de l'écoulement dans la décharge est donc occultée, et la décharge est traitée comme un milieu uniforme et l'écoulement réparti sur tout l'espace. Les flux annuels, suite aux rejets dans la rivière Abou Ali, ont été estimés à 711, 577, 253, 137, 96, 58, 38, 25, 7 et 3 tonnes pour le TDS, COD, chlorure, DBO, NTK,  $\text{NH}_4^+$ , TSS, VSS, sulfates, P-total et les nitrates respectivement. En utilisant la même approche, le flux annuel de  $\Sigma 21$  métaux a été estimé à 217 tonnes. Pour les micropolluants organiques, les flux calculés sont de 0.23 kg, 0.01 kg, 116.8 kg, 15.9 kg, et 7.58 kg pour  $\Sigma 16$  PAHs,  $\Sigma 28$  PCBs,  $\Sigma 6$  PAEs,  $\Sigma 4$  BPs et 4-NP respectivement. Ces calculs, même s'ils sont très approximatifs, fournissent des informations essentielles des impacts que pourraient causer par la décharge de Tripoli. Ses résultats montrent clairement que la rivière Abou Ali et la zone côtière de Tripoli étant les réceptacles directs, pourraient être sévèrement impactés.

Les résultats obtenus lors de cette thèse constituent une source d'information essentielle dans la caractérisation de lixiviat de la décharge de Tripoli et le potentiel impact sur l'environnement, en particulier sur les milieux aquatiques environnants. En perspectives, ces données constituent une bonne base utile pour autorités locales dans des actions futures à mener sur la gestion de la décharge et la réduction des pollutions et donc la diminution de l'impact de la décharge. A l'issue de ces résultats, il s'avère alors urgent de prendre des mesures dans la gestion de lixiviat issu de

décharge de Tripoli afin de réduire son impact sur la rivière Abou Ali et sur la zone côtière de Tripoli. Des actions pourraient être envisagées comme:

- (i) L'arrêt des dépôts, la décharge est complètement saturée et ne peut plus recevoir de nouveaux déchets
- (ii) Trouver un autre site pour installer une nouvelle décharge respectant les critères internationaux de gestion des déchets avec la prise en compte de la collecte et le traitement des lixiviats
- (iii) Pour la décharge de Tripoli, un revêtement approprié pourrait être envisagé dans les travaux de réhabilitation pour protéger la nappe phréatique. De la sorte que les lixiviats pourraient être mieux collectés et canalisés afin limiter l'infiltration dans le sol.
- (iv) Une bonne collecte du lixiviat afin de le diriger vers un bassin de stockage ou une lagune avec un traitement par des techniques appropriées en fonction ces caractéristiques de l'effluent. Les traitements physico-chimiques par coagulation et floculation combinés avec un traitement biologique pourraient être envisagés. Cependant ces techniques n'éliminent pas efficacement des micropolluants organiques. En fonction de l'exigence d'utilisation de l'eau de la rivière Abou Ali et la zone côtière, d'autres traitements avancés pourraient être rajoutés comme les procédés membranaires.
- (v) Une autre proposition qui peut être débattue est de diriger le lixiviat vers la station d'épuration des eaux usées de Tripoli, qui se trouve juste à côté de la décharge, avec bien évidemment une concertation avec le gestionnaire de la station pour avoir une autorisation de rejet dans le réseau et la prise en charge de cet effluent particulier. Un traitement primaire pourrait être envisagé pour faciliter l'acceptation de l'effluent dans la station d'épuration urbaine.
- (vi) Le travail de caractérisation du lixiviat de décharge de Tripoli doit être poursuivi pour avoir une idée pour plus large sur l'évolution de cette décharge dans le temps et inclure une étude d'impact sur le milieu naturel par un suivi régulier.
- (vii) L'aspect de la pollution microbiologique doit être intégré dans les études éventuelles futures.
- (viii) Mettre en place une stratégie nationale de la gestion des déchets qui repose sur les principes des réductions, réutilisations et recyclages des déchets.
- (ix) Installation d'un système de tri sélectif des déchets au niveau de la décharge.
- (x) La construction des décharges spécifiques aux déchets dangereux surtout les déchets de soin médicaux et les déchets du secteur industriel.

## Références

- [1] Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., and Van Woerden, F., 2018, *What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050*. World Bank Publications.
- [2] SWEP-NET., and the Regional Solid Waste Exchange of Information and Expertise Network in Mashrek and Maghreb Countries., 2014, Country report on the solid waste management in LEBANON. Report by D-Waste Consultant of SWEP-NET. Published by giz, German cooperation.
- [3] Union of Al Fayhaa Municipality., 2018 , Solid Waste Management of Tripoli Landfill. Report Union of Al Fayhaa Municipality, Tripoli, Lebanon.
- [4] Bennama, T., Abdelkader, Y., Zoubir, D., and Abdelkader, D., 2010, Characterization and physico-chemical treatment of El-Kerma (Algeria) landfill leachates by batch adsorption on untreated and chemically activated sawdust. *Water Quality Research Journal of Canada* **45** (1), 81–90.
- [5] UNDP., and Lebanese ministry of Environment., 2017, Updated Master Plan for the Closure and Rehabilitation of Uncontrolled Dumpsites throughout the Country of Lebanon. Report A, Lebanon.
- [6] Toklo, R. M., Josse, R. G., Topanou, N., Togbe, A. F. C., Dossou-Yovo, P., and Coulomb, B., 2015, Physico-chemical characterization of the leachates of a discharge: case of sanitary burying place of Ouèssè-Ouidah (South of Benin). *International Journal of Innovation and Applied Studies* **13** (4), 921.
- [7] Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H-J., Heron, G., 2001, Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied geochemistry* **16** (7–8), 659–718.
- [8] Renou, S., Poulain, S., Gagnaire De Cadarache, J., Marrot, B., and Moulin, P., 2008, Lixiviats de centre de stockage: déchet généré par des déchets. *L'Eau L'Industrie Les Nuisances* **310**, 37.
- [9] Aleya, L., Desmolles, F., Michard, M., Bonnet, M. P., and Devaux, J., 1994, The deterministic factors of the *Microcystis aeruginosa* blooms over a biyearly survey in the hypereutrophic reservoir of Villerest (Roanne, France). *Archiv fuer Hydrobiologie Supplement* **99** (4), 489–515.
- [10] Michard, M., Aleya, L., and Verneaux, J., 1996, Mass occurrence of the cyanobacteria *Microcystis aeruginosa* in the hypereutrophic Villerest reservoir (Roanne, France): usefulness of the biyearly examination of N/P (nitrogen phosphorous) and P/C (protein/carbohydrate) couplings. *Archiv für Hydrobiologie* **135** (3), 337–359.
- [11] Xaypanya, P., Takemura, J., Chiemchaisri, C., Seingheng, H., and Tanchuling, M., 2018, Characterization of landfill leachates and sediments in major cities of Indochina Peninsular countries—Heavy metal partitioning in municipal solid waste leachate. *Environments* **5** (6), 65.

- [12] Qian, S., Wentao, Z., Xuqi, C., Shuguang, Lu., Zhaofu, Q., Xiaogang, G., and Gang, Y., 2017, Pharmaceuticals and personal care products in the leachates from a typical landfill reservoir of municipal solid waste in Shanghai, China: Occurrence and removal by a full-scale membrane bioreactor. *Journal of Hazardous Materials* **323**, 99–108.
- [13] Bradley O, C., Tarun, A., Morton, B., and Shane A, S., 2015, Investigating landfill leachate as a source of trace organic pollutants. *Chemosphere* **127**, 269–275.
- [14] Gallen, C., Drage, D., Eaglesham, G., Grant, S., Bowman, M., and Mueller, J. F., 2017, Australia-wide assessment of perfluoroalkyl substances (PFASs) in landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials* **331**, 132–141.
- [15] El Kadiri, A., Bencheban, A., Ahmian, N., Ouldcheaib, M., Bakkali, E A., Isaad, J., Dekkaki, H C., and Hassani, Z M., 2015, Physicochemical and Bacteriological Characterization of a Leachate of a Controlled Discharge. *Larhyss Journal* (24), 77–84.
- [16] Naoual, T., Aouatif, B., Rajaa, A., Abdelaziz, Z., Mohamed, B., and Mohamed, O., 2016, Physicochemical and bacteriological characterization of discharge's leachate of Kénitra in Morocco. *Scholars Research Library* **8** (19), 8-15. (<http://scholarsresearchlibrary.com/archive.html>)
- [17] Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., and Christensen, T. H., 2002, Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* **32** (4), 297–336.
- [18] Pohland, F. G., Deryien, J. T., and Ghosh, S. B., 1983, Leachate and gas quality changes during landfill stabilization of municipal refuse. In: *Aerobic Digestion, Proceedings of the third International Symposium*, Boston. pp.185–202.
- [19] Statom, R. A., Thyne, G. D., and Mc Cray, J. E., 2004, Temporal changes in leachate chemistry of a municipal solid waste landfill cell in Florida, USA. *Environmental Geology* **45** (7), 982–991.
- [20] Kai-Uwe, H., Heyer., and Rainer, S., 2005, Landfill systems, sanitary landfilling of solid wastes, and long-term problems with leachate. *Environmental Biotechnology* **375**.
- [21] Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., and Moulin, P., 2008, Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of hazardous materials* **150** (3), 468–493.
- [22] Futura Planète., 2020, Développement durable, Déchets, Différents Types des Déchets. Available at: <https://www.futura-sciences.com/planete/definitions/developpement-durable-dechet-5725> (accessed 1 Juin 2020).
- [23] Légifrance., 1999, Classification des déchets. Available at: <https://beta.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000000317349> (accessed 22 Octobre 2019).
- [24] Ministère Libanais de l'environnement., 2018, Loi sur la gestion intégrée des déchets solides au Liban. Décret, Liban.
- [25] Actualité professionnelle du secteur de L'environnement., 2020, Décharge pp. 4–6.

- Available at: [https://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire\\_environnement/definition/decharge.php4](https://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/decharge.php4) (accessed 20 February 2020).
- [26] Said, B., 2018, Le centre d'enfouissement technique réalisation et fonctionnement. Le Centre de Recherche Scientifique et Technique sur les Régions Arides pp. 1–18.
- [27] Rozelier, M., 2010, Déchets solides: une poubelle à ciel ouvert. Available at: <https://www.lecommercedulevant.com/article/17473-dchets-solides-une-poubelle-ciel-ouvert> (accessed 10 February 2020).
- [28] Addou, A., 2009, Traitement des déchets: valorisation, élimination. Edition: Ellipses, Publisher: Technosub. ISBN: 978-2-7298-5078-4.
- [29] Futura Planète., 2020, Quelle est la durée de vie des déchets. Available at: <https://www.futura-sciences.com/planete/questions-reponses/eco-consommation-duree-vie-dechets-707> (accessed 1 Juin 2020).
- [30] Gettinby, J. H., Sarsby, R. W., and Nedwell, J. C., 1996, The composition of leachate from landfilled refuse. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Municipal Engineer* **115** (1), 47–59.
- [31] F. G. Pohland, 1982, Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. Report 1, Georgia Institute of Technology.
- [32] Williams, P. T., 2005, Waste treatment and disposal. 2<sup>nd</sup> edition. In: John Wiley & Sons. PP 424, UK.
- [33] Elise, G., 2013, Impact de l'évolution des déchets d'une installation de stockage de déchets non dangereux sur l'environnement-Site d'étude: l'ISDND d'Etuefont (Territoire de Belfort-France). Université de Franche-Comté. Thèse, Université de Franche-Comté-France. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01136468>
- [34] Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Cossu, R., and Stegmann, R., 1992, Effects of landfill management procedures on landfill stabilization and leachate and gas quality. Landfilling of waste: leachate, 1<sup>st</sup> edition, Elsevier Ltd. In Great Britain at atheneum press Ltd. pp. 119–137, Denmark & Germany.
- [35] Rouez, M., 2008, Dégradation anaérobie de déchets solides: Caractérisation, facteurs d'influence et modélisations. Thèse, Université de Lyon-France.
- [36] Marisa Anahí, G., Baldini, M., Marcos, M., Martínez, A., Fernández, S., and Reyes, S., 2012, Aerobic microbial activity and solid waste biodegradation in a landfill located in a semi-arid region of Argentina. *Annals of microbiology* **62** (2), 745–752.
- [37] Rinav, M., Barlaz, M. A., Yazdani, R., Augenstein, D., Bryars, M., and Sinderson, L., 2002, Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation. *Journal of Environmental Engineering* **128** (3) 228–236.
- [38] Lei, L., Yang, C., Li, J. S., and Tian, Y., 2012, The Effect of Temperature on Landfill Gas Production with Waste Degradation. *Advanced Materials Research* **599**, 570–573. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.599.570>

- [39] Reinhart, D. R., and Grosh, C. J., 1998, Analysis of Florida MSW landfill leachate quality. Report, Florida University of Central Florida and Center for Solid and Hazardous Waste.
- [40] Kelly, R. J., 2002, Solid waste biodegradation enhancements and the evaluation of analytical methods used to predict waste stability. Thèse, Faculty of Virginia Polytechnic Institute.
- [41] Andreottola, G., and Cannas, P., 1992, Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate. *Landfilling of waste: leachate* **1**, 65.
- [42] Ali, O. O., 2018, Impact des décharges à ciel ouvert sur la qualité environnementale de l'Oued Cheliff (Algérie). Thèse, Université de Perpignan Via Domitia et Université de Mostaganem.
- [43] El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., Chahine, W., and Alayli, B., 2002, Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste management* **22** (3), 269–282.
- [44] Farquhar, G. J., 1989, Leachate: production and characterization. *Canadian journal of civil engineering* **16** (3), 317–325.
- [45] Grégory, M., and Jean-Philippe, B., 2011, Stratégies de conservation de la diversité végétale des sites métallifères: les enseignements de l'écologie des populations de *Viola calaminaria*. *Parcs et Réserves* **66** (3), 19-23.
- [46] Esin, U., Aynur, K., and Elif, C., 2011, Sediment concentrations of heavy metals in the Homa Lagoon (Eastern Aegean Sea): assessment of contamination and ecological risks. *Marine pollution bulletin* **62** (9), 1989–1997.
- [47] Huynh, T. M. D., 2009, Impact des métaux lourds sur les interactions plante/ver de terre/microflore tellurique. Thèse, Université Paris-Est-France.
- [48] Meie, W., Rui, L., Weiping, C., Chi, P., and Berned, M., 2018, Effects of urbanization on heavy metal accumulation in surface soils, Beijing. *Journal of Environmental Sciences (China)* **64**, 328–334.
- [49] Dariush, N., Seyd Davoud, A., and Kamran, T., 2018, Data of heavy metals in soil and groundwater at Kiwi gardens of Amlash in Guilan Province, Iran. *Data in Brief* **18**, 1556–1561.
- [50] José, M. N., PH, J., and Díez, S., 2017, Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin, Colombia. *Environmental Research* **154**, 380–388.
- [51] Pagotto, C., Remy, N., Legret, M., and Le Cloirec, P., 2001, Heavy metal pollution of road dust and roadside soil near a major rural highway. *Environmental Technology* **22** (3), 307–319.
- [52] Daolio, M., Gordin, N., Poiret, J., 2012, Lutter contre les décharges sauvages. Guide pratique réalisé par la Fédération Rhône-Alpes de Protection de la Nature-Isère. Imprimerie Notre Dame. Available at: [www.frapna.org](http://www.frapna.org)
- [53] Marie-Cécile, A., Prudent, P., Masotti, V., Coulomb, B., Rabier, J., and Nguyen-The, B.,

- 2013, Transfer of metals and metalloids from soil to shoots in wild rosemary (*Rosmarinus officinalis* L.) growing on a former lead smelter site: Human exposure risk. *Science of the total environment* **454**, 219–229
- [54] Eti, T., Julien, P., Catherine, M., Isabelle, L. S., Jacques, R., Hans-Rudolf, P., Véronique, L., Véronique, M., and Pascale, P., 2013, Trace metal and metalloid contamination levels in soils and in two native plant species of a former industrial site: evaluation of the phytostabilization potential. *Journal of Hazardous Materials* **248**, 131–141.
- [55] Loprieno, N., 1975, International Agency for Research on Cancer (IARC) monographs on the evaluation of carcinogenic risk of chemicals to man: Relevance of data on mutagenicity. *Mutation Research* **31** (3), 210.
- [56] Bui, T. K. L., Do-Hong, L. C., Dao, T. S., and Hoang, T. C., 2016, Copper toxicity and the influence of water quality of Dongnai River and Mekong River waters on copper bioavailability and toxicity to three tropical species. *Chemosphere* **144**, 872–878.
- [57] World Health Organisation., 2011, Guidelines for drinking-water quality: fourth edition **38** (4), 104-108.
- [58] Edet, A. E., and Offiong, O. E., 2002, Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo-Odukpani area, Lower Cross River Basin (southeastern Nigeria). *GeoJournal* **57**, 295–304.
- [59] Shikhar, A., Zaman, T., Murat Tuzcu, E., and Kapadia, S. R., 2011, Heavy metals and cardiovascular disease: results from the National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) 1999-2006. *Angiology* **62** (5), 422–429.
- [60] Pietro, A., Kiss, P., Porru, S., Bonde, J. P., and Vanhoorne, M., 1998, Male reproductive toxicity of lead in animals and humans. ASCLEPIOS Study Group. *Occupational and Environmental Medicine* **55** (6), 364–374.
- [61] World Health Organization (WHO)., 2004, Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Copper in Drinking-water. Available at: [https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/copper.pdf](https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/copper.pdf).
- [62] Kevein C, J., and De Voogt, P., 1999, Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Environmental Pollution* **100** (1–3), 209–221.
- [63] Kovner, K., 2009, Persistent organic pollutants: a global issue, a global response. United States Environmental Protection Agency (EPA). Washington, DC 20460. Available at: <https://www.epa.gov/international-cooperation/persistent-organic-pollutants-global-issue-global-response> (accessed 1 March 2020).
- [64] Bruse D, R., 2002, The Foundation for Global Action on Persistent Organic Pollutants : A United States Perspective, Office of Research and Development. Washington DC 20460.
- [65] Kravitz, M., Kroner, S., and Boethling, R., 2000, Bioaccumulation testing and interpretation for the purpose of sediment quality assessment: status and needs. Report, United States Environmental Protection Agency (EPA). Washington.
- [66] United States Environmental Protection Agency (EPA)., 2000, Methodology for deriving

ambient water quality criteria for the protection of human health. Office of Water Washington DC.

- [67] Baumard, P., Hélène, B., and Philipe, G., 1998, Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the western Mediterranean Sea. *Environmental Toxicology and Chemistry* **17** (5), 765–776.
- [68] Freeman, D. J., and Frank C. R. C., 1990, Woodburning as a source of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Sciences & Technology* **24** (10), 1581–1585.
- [69] Hoyau, V., Laffrezo, J. L., Garrigues, P. H., Clain, M. P., and Masclet, P., 1996, Deposition of aerosols in polar regions-contamination of the ice sheet by polycyclic aromatic hydrocarbons. *Polycyclic Aromatic Compounds* **8** (1), 35–44. <https://doi.org/10.1080/10406639608048332>
- [70] Davide, V., Silvia, B., Gianluigi, De G., Massino, De R., Stefania, G., Maria Grazia, P., and Luca, P., 2004, Polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere: monitoring, sources, sinks and fate. II: Sinks and fate. *Journal of Analytical Environmental and Cultural Heritage Chemistry* **94** (4), 257–268.
- [71] Jean-Luc, B., Anne, M., Olivier, P., Nicolas, M., Nathalie, C., Muriel, S., Pierre, M., 2001, Particulate PAHs observed in the surrounding of a municipal incinerator. *Atmospheric Environment* **35** (35), 6093–6104.
- [72] Neff, J. M., 1979, Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. In Applied Science Publishers LTD London. pp 262. <https://doi.org/10.1002/iroh.19800650624>
- [73] McElroy, A. E., Farrington, J. W., and Teal, J. M., 1989, Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. Metabolism Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Aquatic Environment. *CRC Press. Inc., Boca Rat. Florida. p 1-39. NOAA Contract 83-ABD-00012.*
- [74] Ifemeje, J. C., Udedi, S. C., Lukong, C. B., Okechukwu, A. U., and Egbuna, C., 2014, Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Heavy Metals in Soils from Municipal Solid Waste Landfill. *British Journal of Applied Science & Technology* **4** (36), 5058.
- [75] Gade, B., Layh, M., Westermann, H., and Amsonait, N., 1996, Determination of organic parameters in waste and leachates from the hazardous waste landfill of Raindorf; Germany. *Waste Management & Research* **14** (6), 553–569.
- [76] Merhaby, D., Rabodonirina, S., Net, S., Ouddane, B., Halwani, J., 2019, Overview of Sediments Pollution by PAHs and PCBs in Mediterranean Basin: Transport, Fate, Occurrence, and Distribution. *Marine Pollution Bulletin* **149**, 110646.
- [77] Amine, H., Halwani, J., Gomez, E., and Merhabi, F., 2018, Etude de la contamination en hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les sédiments et les eaux au nord liban: rivières, zones de transition et sites portuaires. *Lebanese Sciences Journal* **19** (3), 343

- [78] United Nation Environmental Programme., 2019, All POPs listed in the Stockholm Convention. Available at: <http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/AllPOPs/tabid/2509/Default.aspx> (accessed 30 December 2019).
- [79] United States Environmental Protection Agency., 2014, Priority Pollutant List. Available at: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/priority-pollutant-list-epa.pdf> (accessed 20 November 2020).
- [80] Ballschmiter, K., and Zell, M., 1980, Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography. *Fresenius' Zeitschrift für Analytische Chemie* **302** (1) 20–31.
- [81] Dana. B, B., Patrik N, B., Robert, C., and Michele, M., 2006, NTP-CERHR Expert Panel Update on the Reproductive and Developmental Toxicity of di (2-ethylhexyl) phthalate. *Reproductive Toxicology* **22**, 291–399.
- [82] Peijnenburg WJGM., 2008, Ecotoxicology/Phthalates. In: *Encyclopedia of Ecology*. Elsevier, 2733–2738. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00419-5>.
- [83] Cadogan, Df., Papez, M., Poppe, A. C., Pugh, D. M., and Scheubel, J., 1994, An assessment of the release, occurrence and possible effects of plasticisers in the environment. *Progress in Rubber and Plastics Technology* **10** (1), 1–19.
- [84] Michałowicz, J., and Duda, W., 2007, Phenols Sources and Toxicity. *Polish Journal of Environmental Studies* **16** (3).
- [85] Net, S., Dumoulin, D., El-Osmani, R., Rabodonirina, S., and Ouddane, B., 2014, Case study of PAHs, Me-PAHs, PCBs, phthalates and pesticides contamination in the Somme River water, France. *International Journal of Environmental Research* **8** (4), 1159–1170.
- [86] Net, S., El-Osmani, R., Prygiel, E., Rabodonirina, S., Dumoulin, D., and Ouddane, B., 2015, Overview of persistent organic pollution (PAHs, Me-PAHs and PCBs) in freshwater sediments from Northern France. *Journal of Geochemical Exploration* **148**, 181–188.
- [87] Crawford, C. B., and Quinn, B., 2017, The Interactions of Microplastics and Chemical Pollutants. In: *Microplastic Pollutants*. Elsevier Science, 131–57.
- [88] Matsumoto, M., Hirata-Koizumi, M., and Ema, M., 2008, Potential Adverse Effects of Phthalic Acid Esters on Human Health: A Review of Recent Studies on Reproduction. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* **50** (1), 37–49.
- [89] Net, S., Sempéré, R., Delmont, A., Paluselli, A., Ouddane, B., 2015, Occurrence, Fate, Behavior and Ecotoxicological State of Phthalates in Different Environmental Matrices. *Environmental Science & Technology* **49** (7), 4019–35.
- [90] Net, S., Delmont, A., Sempéré, R., Paluselli, A., and Ouddane, B., 2015, Reliable quantification of phthalates in environmental matrices (air, water, sludge, sediment and soil): a review. *Sciences of the Total Environment* **515**, 162–180.
- [91] Berryman, D., Houde, F., Deblois, C., and O'Shea, M., 2003, Suivi des nonylphénols

- éthoxylés dans l'eau brute et l'eau traitée de onze stations de traitement d'eau potable au Québec. Rapport, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, Québec, envirodoq n° ENV/2003/0001, pp 32.
- [92] Shukla, S. K., Mangwani, N., Rao, T. S., and Das, S., 2014, Biofilm-Mediated Bioremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. In: *Microbial Biodegradation and Bioremediation*. Elsevier, 203–32.
- [93] De Champlain, M., and Van Coillie, R., 2011, Effets des hormones stéroïdes sexuelles non traitées dans les effluents municipaux. Rapport, Centre universitaire de formation en environnement-Université de Sherbrooke Québec Canada.
- [94] Ehrenstorfer., 2020, Residues of Pharmaceuticals in the Environment. Report, available at: [https://s3-eu-west-1.amazonaws.com/lgcstandards/assets/MediaGallery/Food\\_and\\_Environment/DRE0002-Residue-Of-Pharmaceuticals-WhitePaper-Stage-3.pdf](https://s3-eu-west-1.amazonaws.com/lgcstandards/assets/MediaGallery/Food_and_Environment/DRE0002-Residue-Of-Pharmaceuticals-WhitePaper-Stage-3.pdf) (accessed 15 September 2020).
- [95] Desbrow, C., Routledge, E. J., Brighty, G. C., Sumpter, J. P., and Waldock, M., 1998, Identification of estrogenic chemicals in STW effluent. 1. Chemical fractionation and in vitro biological screening. *Environmental Science & Technology* **32** (11), 1549–1558.
- [96] Laura N, V., Theo, C., Tyrone B, H., Jerrold J, H., Dvid R, J J., Duk-Hee, L., Toshi, S., Ana M, S., Frederick S, V S., Wadw V, W., 2012, Hormones and endocrine-disrupting chemicals: low-dose effects and nonmonotonic dose responses. *Endocrine Reviews* **33** (3), 378–455.
- [97] El Fadel, H., Merzouki, M., Faouzi, M., Chaouch, M., and Benlemlih, M., 2012, Traitement biologique et chimique des lixiviats de la décharge publique contrôlée de la ville de Fès au Maroc. *Technique Sciences Méthodes* (6), 39–51.
- [98] Alvarez-Vazquez, H., Jefferson, B., and Judd, S. J., 2004, Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* **79** (10), 1043–1049.
- [99] Ghosh, P., Thakur, I. S., and Kaushik, A., 2017, Bioassays for toxicological risk assessment of landfill leachate: a review. *Ecotoxicology and Environment Safety* **141**, 259–270.
- [100] Guerrero-Rodríguez, D., Sánchez-Yáñez, J. M., Buenrostro-Delgado, O., and Márquez-Benavides, L., 2014, Phytotoxic effect of landfill leachate with different pollution indexes on common bean. *Water Air and Soil Pollution* **225** (6), 2002.
- [101] European Community., and Municipality of the Urban Community of AZEMMOUR., 2008, Development of Domestic Solid Waste Management Schemes for Small Urban Communities in Morocco. Report, WasteSUM website. Available at: [http://uest.ntua.gr/archive/wastesum/Deliverable\\_3A\\_MSW\\_Case\\_Studies\\_Final.pdf](http://uest.ntua.gr/archive/wastesum/Deliverable_3A_MSW_Case_Studies_Final.pdf) (accessed 10 March 2020).
- [102] Aziz, S. Q., Aziz, H. A., Yusoff, M. S., and Bashir, M. J. K., 2011, Landfill leachate treatment using powdered activated carbon augmented sequencing batch reactor (SBR) process: Optimization by response surface methodology. *Journal of Hazardous Materials* **189** (1–2), 404–413.

- [103] Contrera, R. C., Cruz Silva, K. C., D. Morita, M. J., Domingues Rodrigues, A., Zaiat, M., and Schalch, V., 2014, First-order kinetics of landfill leachate treatment in a pilot-scale anaerobic sequence batch biofilm reactor. *Journal of Environmental Management* **145**, 385–393. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.013>
- [104] Yao, P., 2017, Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry* **10**, S2567–S2574.
- [105] Gálvez, A., Giusti, L., Zamorano, M., and Ramos-Ridao, A. F., 2009, Stability and efficiency of biofilms for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology* **100** (20), 4895–4898.
- [106] Trabelsi, S., 2012, Études de traitement des lixiviats des déchets urbains par les Procédés d'Oxydation Avancée photochimiques et électrochimiques. Application aux lixiviats de la décharge tunisienne 'Jebel Chakir. p. 225.
- [107] Boubekeur, A., 2010, Traitement du lixiviat par différents types de membranes. Thèse, Université Abdelhamid ibn Badis Mostaganem-Algerie.
- [108] Amokrane, A., Comel, C., and Veron, J., 1997, Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Water Research* **31** (11) 2775–2782.
- [109] Pertile, C., Zanini, M., Baldasso, C., Andrade, M. Z., and Tessaro, I. C., 2018, Evaluation of membrane microfiltration fouling in landfill leachate treatment. *Revista Materia* **23** (1). <https://doi.org/10.1590/s1517-707620170001.0297>
- [110] Stephan, G. & K., Carte du Liban. Available at: <https://www.loc.gov/maps/?all=true&fa=subject%3Amaps%7Csubject%3ALebanon%7Clanguage%3Afrench&sp=1&st=slideshow> (accessed 28 May 2020).
- [111] Massoud, M., El-Fadel, M., Scrimshaw, M., and Lester, J., 2004, Land Use Impact on the Spatial and Seasonal Variation of the Contaminant Loads to Abou Ali River and Its Coastal Zone in North Lebanon. International Commission of Agricultural Engineering (Commission Internationale du Genie Rural) CIGR E-Journal **6**. <https://hdl.handle.net/1813/10404>
- [112] Halwani, J., Halwani, B., Amine, H., and Kabbara, M. B., 2020, Waste Management in Lebanon—Tripoli Case Study. Waste Management in MENA Regions, *Springer*, pp. 223–239.
- [113] AMIN, I. E., 2002, Groundwater mining in the Tripoli area, Lebanon. in *Denver Annual Meeting*.
- [114] Kalaoun, O., Al Bitar, A., Gastellu-Etchegorry, J.P., and Jazar, M., 2016, Impact of demographic growth on seawater intrusion: Case of the Tripoli Aquifer, Lebanon. *Water* **8** (3), 104.
- [115] Khair, K., Khawlie, M., Haddad, F., Barazangi, M., Seber, D., and Chaimov, T., 1993, Bouguer gravity and crustal structure of the Dead Sea transform fault and adjacent mountain belts in Lebanon. *Geology* **21** (8), 739–742.
- [116] Telesca, L., Shaban, A., Gascoin, S., Darwich, T., Drapeau, L., and El Hage, F., 2014,

- Characterization of the time dynamics of monthly satellite snow cover data on Mountain Chains in Lebanon. *Journal of hydrology* **519**, 2134–3222.
- [117] Kalaoun, O., 2015, Modélisation de l'intrusion saline dans l'aquifère de Tripoli-Liban: Impact des changements globaux. Thèse, Université Toulouse 3 Paul Sabatier-France.
- [118] Amine, H., 2012, Évaluation de l'exposition liée à la présence de contaminants organiques dans les zones de transition en Méditerranée. Thèse, Université de Montpellier 1 France.
- [119] Ministry of environment and the Lebanese environment and development Observatory., 2010, State and Trends of the Lebanese Environment. Beirut Lebanon.
- [120] Andrew, D.E., American, H.A., American, W.R.W.A., Water, E.F., 2005, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. National government publication, 21st edition, Washington, D.C.
- [121] Trouche, L., Trgalova, J., Loisy, C., and Alturkmani, M., 2018, Ressources vivantes pour l'enseignement et l'apprentissage. Rapport-programme de recherche ReVEA, ENS de Lyon France.
- [122] Hihat, L., 2017, Suivi des paramètres physico-chimiques et microbiologiques de potabilisation des eaux de l'oued Agrioun (Bejaia). Thèse, Université Abderrahmane Mira Algérie.
- [123] Busetti F, Heitz A, Cuomo M, Badoer S and Traverso P (2006) Determination of Sixteen Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Aqueous and Solid Samples from an Italian Wastewater Treatment Plant. *Journal of Chromatography A* 1102(1–2), 104–15.
- [124] Mukherjee, S., Mukhopadhyay, S., Hashim, M. A., and Gupta, B.S., 2014, Contemporary environmental issues of landfill leachate: Assessment and remedies. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **45** (5), 472–590.
- [125] Gong, Y., Tian, H., Wang, L., Yu, S., and Ru, S., 2014, An integrated approach combining chemical analysis and an in vivo bioassay to assess the estrogenic potency of a municipal solid waste landfill leachate in Qingdao. *PLoS One* **9** (4), e95597.
- [126] Aziz, S. Q., Aziz, H. A., Yusoff, M. S., Bashir, M. J. K., and Umar, M., 2010, Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: A comparative study. *Journal of environmental management* **91** (12), 2608–2614.
- [127] Senthilkumar, S., Gowtham, B., Sundararajan, M., Chidambaram, S., Lawrence, J.F., Prasanna, M V., 2018, Impact of landuse on the groundwater quality along coastal aquifer of Thiruvallur district, South India. *Sustainable Water Resources Management* **4** (4), 849–873.
- [128] Show, P. L., Pal, P., Leong, H. Y., Juan, J. C., and Ling, T. C., 2019, A review on the advanced leachate treatment technologies and their performance comparison: an opportunity to keep the environment safe. *Environmental Monitoring and Assessment* **191** (4).
- [129] Kulikowska, D., and Klimiuk, E., 2008, The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology* **99** (13), 5981–5985.

- [130] Rafizul, I. M., and Alamgir, M., 2012, Characterization and tropical seasonal variation of leachate: Results from landfill lysimeter studied. *Waste Management* **32** (11), 2080–2095.
- [131] Kumar, D., and Alappat, B. J., 2005, Errors involved in the estimation of leachate pollution index. Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive. *Waste Management* **9** (2), 103–111.
- [132] Singh, S., Raju, N. J., Gossel, W., and Wycisk, P., 2016, Assessment of pollution potential of leachate from the municipal solid waste disposal site and its impact on groundwater quality, Varanasi environs, India. *Arabian Journal of Geosciences* **9** (2), 131.
- [133] SWEP-NET., and the Regional Solid Waste Exchange of Information and Expertise Network in Mashrek and Maghreb Countries., 2014, Country report on the solid waste management in LEBANON. Report by D-Waste Consultant of SWEP-NET. Published by giz, German cooperation.
- [134] Youcai, Z., Jiangying, L., Renhua, H., and Guowei, G., 2000, Long-term monitoring and prediction for leachate concentrations in Shanghai refuse landfill. *Water Air Soil Pollution* **122** (3–4), 281–297.
- [135] Alkalay, D., Guerrero, L., Lema, J. M., Mendez, R., and Chamy, R., 1998, Anaerobic treatment of municipal sanitary landfill leachates: the problem of refractory and toxic components. *World journal of microbiology and Biotechnology* **14** (3), 309–320.
- [136] Kalaoun, O., Jazar, M., and Al Bitar, A., 2018, Assessing the Contribution of Demographic Growth, Climate Change, and the Refugee Crisis on Seawater Intrusion in the Tripoli Aquifer. *Water* **10** (8), 973.
- [137] Andrew, D.E., American, H.A., American, W.R.W.A., Water, E.F., 1915, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association **2**.
- [138] Kumar, D., and Alappat, B. J., 2005, Evaluating leachate contamination potential of landfill sites using leachate pollution index. *Clean Technologies and Environmental Policy* **7** (3), 190–197.
- [139] Aziz, H. A., Alias, S., Adlan, M. N., Asaari, A. H., and Zahari, M. S., 2007, Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes. *Bioresource technology* **98** (1), 218–220.
- [140] Kouassi, A. E., Ahoussi, K. E., Koffi, Y. B., and Kouame, I. K., 2014, Carcterisation physico-chimique du lixiviat d'une décharge de l 'Afrique de l 'Ouest : cas de la décharge d 'Akouedo (Abidjan-Côte d 'Ivoire. *Larhyss Journal* (19), 63–74.
- [141] Tatsi, A. A., and Zouboulis, A. I., 2002, A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). *Advances in Environmental Research* **6** (3), 207–219.
- [142] Minnesota Pollution Control Agency., 2008, A General Overview 2006 (Turbidity: Description, Impact on Water Quality, Sources, Measures).
- [143] Xaypanya, P., Takemura, J., Chiemchaisri, C., Seingheng, H., and Tanchuling, M., 2018,

- Characterization of landfill leachates and sediments in major cities of Indochina Peninsular countries—Heavy metal partitioning in municipal solid waste leachate. *Environments* **5** (6), 65.
- [144] Al Yehya, W. S., 2011, Characteristics of landfill leachates and bio-solids of municipal solid waste (MSW) in Riyadh City, Saudi Arabia. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences* **10** (2), 65–70.
- [145] Öman, C. B., and Junestedt, C., 2008, Chemical characterization of landfill leachates—400 parameters and compounds. *Waste Management* **28** (10), 1876–1891.
- [146] F. FAO., 2009, Environmental Quality (Control of Pollution from Solid Waste Transfer Station and Landfill). Regulations, available at: <https://www.ecolex.org/details/legislation/environmental-quality-control-of-pollution-from-solid-waste-transfer-station-and-landfill-regulations-2009-lex-faoc099122/>.
- [147] Sivula, L., Sormunen, K., and Rintala, J., 2012, Leachate formation and characteristics from gasification and grate incineration bottom ash under landfill conditions. *Waste Management* **32** (4), 780–788.
- [148] Frikha, Y., Fellner, J., and Zairi, M., 2017, Leachate generation from landfill in a semi-arid climate : A qualitative and quantitative study from Sousse, Tunisia. *Waste Management Research* **35** (9), 940–948.
- [149] Vadillo, I., Carrasco, F., Andreo, B., de Torres, A. G., and Bosch, C., 1999, Chemical composition of landfill leachate in a karst area with a Mediterranean climate (Marbella, southern Spain). *Environmental Geology* **37** (4), 326–332.
- [150] Bilgili, M. S., Demir, A., and Özkaya, B., 2007, Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes. *Journal of hazardous materials* **143** (1–2), 177–183.
- [151] Kulikowska, D., and Klimiuk, E., 2008, The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology* **99** (13), 5981–5985.
- [152] Costa, A. M., Alfaia, R. G. de S. M., and Campos, J. C., 2019, Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *Journal of Environmental Management* **232**, 110–116.
- [153] Lema, J. M., Mendez, R., and Blazquez, R., 1988, Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review. *Water Air and Soil Pollution* **40** (3–4), 223–250.
- [154] Elmagnougi, I., Tribak, A. A., and Maatouk, M., 2018, This is the title of a paper presented at a conference Assessment of leachates from uncontrolled landfill: Tangier case study. Presented at The Sixth International Congress of Water, Waste and Environment, Africa (EDE6-2017) **37**, 02003. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20183702003>
- [155] Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. A., and Alaniz, V. M., 1993, Integrated solid waste management: engineering principles and management issues, 4. McGraw-Hill New York.
- [156] Bashir, M. J. K., Aziz, H. A., Yusoff, M. S., and Adlan, M. N., 2010, Application of response surface methodology (RSM) for optimization of ammoniacal nitrogen removal

- from semi-aerobic landfill leachate using ion exchange resin. *Desalination* **254** (1–3), 154–161.
- [157] Aziz, H. A., Adlan, M. N., Zahari, M. S. M., and Alias, S., 2004, Removal of ammoniacal nitrogen (N-NH<sub>3</sub>) from municipal solid waste leachate by using activated carbon and limestone. *Waste Management Research* **22** (5), 371–375.
- [158] Gupta, A., and Rajamani, P., 2015, Toxicity assessment of municipal solid waste landfill leachate collected in different seasons from Okhala landfill site of Delhi. *Journal of Biomedical Sciences and Engineering* **8** (06), 357.
- [159] Wu, D., Quan, X., Zhang, Y., and Zhao, Y., 2006, Long-term operation of a compost-based biofilter for biological removal of n-butyl acetate, p-xylene and ammonia gas from an air stream. *Biochemical Engineering Journal* **32** (2), 84–92.
- [160] Cervantes, F. J., Pavlostathis, S. G., and van Haandel, A., 2006, Advanced biological treatment processes for industrial wastewaters. In: IWA publishing, Alliance house, London SW1H 0QS, UK pp 360.
- [161] Elmaghnougi, I., Tribak, A. A., and Maatouk, M., 2018, This is the title of a paper presented at a conference Assessment of leachates from uncontrolled landfill: Tangier case study. Presented at The Sixth International Congress of Water, Waste and Environment, Africa (EDE6-2017) **37**, 02003. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20183702003>
- [162] Ziyang, L., Youcai, Z., Tao, Y., Yu, S., Huili, C., Nanwen, Z., and Renhua, H., 2009, Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages. *Science of the Total Environment* **407** (10), 3385–3391.
- [163] Aghamohammadi, N., Hamidi, A. A., Hasnain, I. M., Zinatizadeh, A., Nasr, E. S. H., and Ghafari, S., (2007), Performance of a powdered activated carbon (PAC) augmented activated sludge process treating semi-aerobic leachate. *International Journal Environmental Research* **1** (2), 96-103.
- [164] United States Environmental Protection Agency Office of Water, 2007, Report 2007 (National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Hydromodification).
- [165] Erses, A. S., Onay, T. T., and Yenigun, O., 2008, Comparison of aerobic and anaerobic degradation of municipal solid waste in bioreactor landfills. *Bioresource Technology* **99** (13), 5418–5426.
- [166] Frascari, D., Bronzini, F., Giordano, G., Tedioli, G., and Nocentini, M., 2004, Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill. *Chemosphere* **54** (3), 335–343.
- [167] Shivakumar, D., Thandaveswara, B. S., and Chandarasekaran, K. D., 2004, Solid waste leachate quality and its effects on soil properties. *Pollution Research* **23**, 69–81.
- [168] Chian, E. S. K., and Dewalle, F. B., 1976, Sanitary landfill leachates and their leachate treatment. *Journal of the Environmental Engineering Division* **102** (2), 411–431.
- [169] Somani, M., Datta, M., Gupta, S. K., Sreekrishnan, T. R., and Ramana, G. V., 2019,

- Comprehensive assessment of the leachate quality and its pollution potential from six municipal waste dumpsites of India. *Bioresources Technology Reports* **6**, 198-206.
- [170] Bouarab, L., 2000, Dynamique et rôle des algues phytoplanctoniques dans le traitement des eaux usées (station pilote de lagunage naturel d'Ouarzazate-Maroc). Thèse Doctorat d'état es-sciences, Faculté des sciences Semlalia-Marrakech.
- [171] El Hachemi, O., El Halouani, H., Meziane, M., Torrens, A., Salgot, M., and Sbaa, M., 2012, Etude des performances épuratrices dans une station de traitement des eaux usées par lagunage en climat désertique (oasis de figuig-maroc): aspect bactérien et organique. *Revue de Microbiologie Industrielle Sanitaire et Environnementale* **6** (1), 84-97.
- [172] Labbe, H., 1996, Essai de caractérisation et de valorisation d'un lixiviat d'ordures ménagères. Thèse INP Toulouse-France.
- [173] Makhoukh, M., Sbaa, M., Berrahou, A., and Van Clooster, M., 2011, Contribution à l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'Oued Moulouya (Maroc oriental). *Larhyss Journal* (9), 149-169.
- [174] Wang, F., Smith, D. W., and El-Din, M. G., 2003, Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment—A review. *Journal of Environmental Engineering and Science* **2** (6), 413–427.
- [175] Bhalla, B., Saini, M. S., and Jha, M. K., 2013, Effect of age and seasonal variations on leachate characteristics of municipal solid waste landfill. *International Journal of Research in Engineering and Technology* **2** (8), 223–232.
- [176] Preisner, M., Neverova-Dziopak, E., and Kowalewski, Z., 2020, An Analytical Review of Different Approaches to Wastewater Discharge Standards with Particular Emphasis on Nutrients. *Environmental Management* **66**, 694–708. <https://doi.org/10.1007>.
- [177] Halwani, J., Halwani, B., Amine, H., and Kabbara, M. B., 2019, Waste Management in Lebanon—Tripoli Case Study. *Waste Management in MENA Regions*, Springer, pp. 223–239.
- [178] Aziz, H. A., Yusoff, M. S., Adlan, M. N., Adnan, N. H., and Alias, S., 2004, Physico-chemical removal of iron from semi-aerobic landfill leachate by limestone filter. *Waste Management* **24** (4), 353–358.
- [179] Iskander, S.M., Zhao, R., Pathak, A., Gupta, A., Pruden, A., Novak, J.T., He, Z., 2018. A review of landfill leachate induced ultraviolet quenching substances: sources characteristics, and treatment. *Water Research* **145**, 297-311. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.035>
- [180] Kjeldsen, P., and Christensen, T. H., 2001, A simple model for the distribution and fate of organic chemicals in a landfill: MOCLA. *Waste Management & Research* **19** (3), 201–216.
- [181] Bozkurt, S., Moreno, L., and Neretnieks, I., 1999, Long-term fate of organics in waste deposits and its effect on metal release. *Science of the Total Environment* **228** (2–3), 135–152.
- [182] Matura, M., Ettler, V., Ježek J., Mihaljevič, M., Šebek, O., Sýkora, V., and Klementová,

- M., 2010, Association of trace elements with colloidal fractions in leachates from closed and active municipal solid waste landfills. *Journal of Hazardous Materials* **183**, 541-548..
- [183] Baettker, E. C., Kozak, C., Knapik, H.G., and Aisse, M.M., 2020, Applicability of conventional and non-conventional parameters for municipal landfill leachate characterization. *Chemosphere* **251**, 126414.
- [184] Alavi, N., Eslami, A., and Saghi, M. H., 2018, Measurement and monitoring of anions, cations and metals in landfill leachate in Iranian metropolises. *Data in Brief* **21**, 1818–1822.
- [185] Zainol, N.A., Aziz, H.A., and Yusoff, M.S., 2012, Characterization of Leachate from Kuala Sepetang and Kulim Landfills: A Comparative Study. *Energy and Environment Research* **2** (2), 45-52.
- [186] Naveen, B. P., Mahapatra, D. M., Sitharam, T. G., Sivapullaiah, P. V., and Ramachandra, T. V., 2017, Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution* **220** (1–12).
- [187] Al-Yaqout, A. F., and Hamoda, M. F., 2003, Evaluation of landfill leachate in arid climate—a case study. *Environment International* **29** (5), 593–600.
- [188] Ehrig, H.J., 1983, Quality and quantity of sanitary landfill leachate. *Waste Management Research* **1** (1), 53–68.
- [189] Zhao, J., Qin Lu, X., Huan Luo, J., Yong Liu, J., Feng Xu, Y., Zhao, A.H., Liu, F., Tai, J., Ren Qian, G., Peng, B., 2013, Characterization of fresh leachate from a refuse transfer station under different seasons. *International Biodeterioration and Biodegradation* **85**, 631–637.
- [190] Ziyang, L., Junheng, F., Shenghao, Z., Jiwen, X., Haiping, Y., and Nanwen, Z., 2011, Source reduction of the landfill leachate strength in a functional layer embedded landfill (FLEL). *Bioresources Technology* **102** (10), 5574–5579.
- [191] Luo, H., Cheng, Y., He, D., and Yang, E. H., 2019, Review of leaching behavior of municipal solid waste incineration (MSWI) ash. *Science of the Total Environment* **668**, 90–103.
- [192] Kalčíková, G., Vávrová, M., Zagorc-Končan, J., and Gotvajn, A. Ž., 2011, Seasonal Variations in Municipal Landfill Leachate Quality. *Management of Environmental Quality: An International Journal* **22** (5), 612–19.
- [193] United States Environmental Protection Agency., 2019, Learn about Polychlorinated Biphenyls (PCBs). Available at: <https://www.epa.gov/pcbs/learn-about-polychlorinated-biphenyls-pcbs> (accessed 29 December 2019).
- [194] Sghaier, R. B., Tlili, I., El Atrache, L. L., Net, S., Ghorbel-Abid, I., Ouddane, B., Hassan-Chehimi, D. B., and Trabelsi-Ayadi, M., 2017, A Combination of Factorial Design, off-Line SPE and GC–MS Method for Quantifying Seven Endocrine Disrupting Compounds in Water. *International Journal of Environmental Research* **11** (5–6), 613–24.
- [195] Idowu, I. A., Atherton, W., Hashim, K., Kot, P., Alkhaddar, R., Alo, B. I., and Shaw, A., 2019, An Analyses of the Status of Landfill Classification Systems in Developing

- Countries: Sub Saharan Africa Landfill Experiences. *Waste Management* **87**, 761–71.
- [196] Qi, C., Huang, J., Wang, B., Deng, S., Wang, Y., and Yu, G., 2018, Contaminants of Emerging Concern in Landfill Leachate in China: A Review. *Emerging Contaminants* **4** (1), 1–10.
- [197] Borjac, J., El Jomaa, M., Kawach, R., Youssef, L., and Blake, D. A., 2019, Heliyon Heavy Metals and Organic Compounds Contamination in Leachates Collected from Deir Kanoun Ras El Ain Dump and Its Adjacent Canal in South Lebanon. *Heliyon* **5** (July): e02212. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02212>.
- [198] Kalmykova, Y., Björklund, K., Strömvall, A-M., and Blom, L., 2013, Partitioning of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Alkylphenols, Bisphenol A and Phthalates in Landfill Leachates and Stormwater. *Water Research* **47** (3), 1317–28.
- [199] Jiries, A., Rimawi, O., Lintelmann, J., and Batarseh, M., 2005, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Top Soil, Leachate and Groundwater from Ruseifa Solid Waste Landfill, Jordan. *International Journal of Environment and Pollution* **23** (2), 179–88.
- [200] International Agency for Research on Cancer., 2002, IARC Handbooks of Cancer Prevention. IARC publications.
- [201] Jennings, A. A., and Zijian, L., 2015, Residential Surface Soil Guidance Values Applied Worldwide to the Original 2001 Stockholm Convention POP Pesticides. *Journal of Environmental Management* **160**, 16–29.
- [202] Jiao, H., Wang, Q., Zhao, N., Jin, B., Zhuang, X., and Bai, Z., 2017, Distributions and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Soils around a Chemical Plant in Shanxi, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **14** (10), 1198.
- [203] Yunker, M. B., Macdonald, R. W., Vingarzan, R., Mitchell, R. H., Goyette, D., and Sylvestre, S., 2002, PAHs in the Fraser River Basin: A Critical Appraisal of PAH Ratios as Indicators of PAH Source and Composition. *Organic Geochemistry* **33** (4), 489–515.
- [204] Christensen, E. R., and Bzdusek, P. A., 2005, PAHs in Sediments of the Black River and the Ashtabula River, Ohio: Source Apportionment by Factor Analysis. *Water Research* **39** (4), 511–24.
- [205] Maliszewska-Kordybach, B., Smreczak, B., Klimkowicz-Pawlas, A., and Terelak, H., 2008, Monitoring of the Total Content of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Arable Soils in Poland. *Chemosphere* **73** (8), 1284–91.
- [206] Bucheli, T. D., Blum, F., Desaulles, A., and Gustafsson, Ö., 2004, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Black Carbon, and Molecular Markers in Soils of Switzerland. *Chemosphere* **56** (11), 1061–76.
- [207] Zhang, Q. Q., Tian, B. H., Zhang, X., Ghulam, A., Fang, C. R., and He, R., 2013, Investigation on Characteristics of Leachate and Concentrated Leachate in Three Landfill Leachate Treatment Plants. *Waste Management* **33** (11), 2277–86. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.07.021>.

- [208] Lebanese Ministry of Environment., 2006, National Implementation Plans for the Management of Persistent Organic Pollutants. Available at: <https://www.informea.org/en/action-plan/republic-lebanon-ministry-environment-national-implementation-plans-management> (accessed 20 November 2019)
- [209] Herbert, P., Silva, A. L., and João, M. J., 2006, Determination of Semi-Volatile Priority Pollutants in Landfill Leachates and Sediments Using Microwave-Assisted Headspace Solid-Phase Microextraction 324–31. <https://doi.org/10.1007/s00216-006-0632-x>.
- [210] Yusoff, I., Alias, Y., Yusof, M., and Aqeel, M., 2013, Assessment of Pollutants Migration at Ampar Tenang Landfill Site, Selangor, Malaysia. **39**, 392–409. <https://doi.org/10.2306/scienceasia1513-1874.2013.39.392>.
- [211] Kimbrough, R. D., Krouskas, C. A., Carson, M. L., Long, T. F., Bevan, C., and Tardiff, R. G., 2010, Human Uptake of Persistent Chemicals from Contaminated Soil: PCDD/Fs and PCBs. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* **57** (1), 43–54.
- [212] Tanabe, S., and Minh, T. B., 2010, Dioxins and Organohalogen Contaminants in the Asia-Pacific Region. *Ecotoxicology* **19** (3), 463–78.
- [213] Kiddee, P., Naidu, R., Wong, M. H., Hearn, L., and Muller, J. F., 2014, Field Investigation of the Quality of Fresh and Aged Leachates from Selected Landfills Receiving E-Waste in an Arid Climate. *Waste Management* **34** (11), 2292–2304. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.06.018>.
- [214] Cornelissen, G., Okkenhaug, G., Breedveld, G. D., and Sørli, J. E., 2009, Transport of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Polychlorinated Biphenyls in a Landfill : A Novel Equilibrium Passive Sampler to Determine Free and Total Dissolved Concentrations in Leachate Water. *Journal of Hydrology* **369** (3–4), 253–59. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.02.017>.
- [215] He, P. J., Zheng, Z., Zhang, H., Shao, L.M., and Tang, Q. Y., 2009, PAEs and BPA Removal in Landfill Leachate with Fenton Process and Its Relationship with Leachate DOM Composition. *Science of the Total Environment* **407** (17), 4928–33.
- [216] Cecilia, B. Ö., and Junestedt, C., 2008, Chemical Characterization of Landfill Leachates – 400 Parameters and Compounds. *Waste Management* **28**, 1876–91. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.06.018>.
- [217] European Plasticisers Information Center., 2010, Plasticisers. Available at: <https://www.plasticisers.org/news/early-reach-registration-for-general-purpose-pvc-plasticiser-dinp>. (accessed 20 November 2020).
- [218] Kurata, Y., Ono, Y., and Ono, Y., 2008, Occurrence of Phenols in Leachates from Municipal Solid Waste Landfill Sites in Japan. *Journal of Material Cycles and Waste Management* **10** (2), 144–52.
- [219] Urase, T., and Miyashita, K. I., 2003, Factors Affecting the Concentration of Bisphenol A in Leachates from Solid Waste Disposal Sites and Its Fate in Treatment Processes. *Journal of Material Cycles and Waste Management* **5** (1), 77–82.
- [220] Asakura, H., Matsuto, T., and Tanaka, N., 2004, Behavior of Endocrine-Disrupting

- Chemicals in Leachate from MSW Landfill Sites in Japan. *Waste Management* **24** (6), 613–22.
- [221] Yamamoto, T., Yasuhara, A., Shiraishi, H., and Nakasugi, O., 2001, Bisphenol A in Hazardous Waste Landfill Leachates. *Chemosphere* **42** (4), 415–18.
- [222] Liao, C., and Kannan, K., 2013, Concentrations and Profiles of Bisphenol A and Other Bisphenol Analogues in Foodstuffs from the United States and Their Implications for Human Exposure. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **61** (19), 4655–62.
- [223] Česen, M., Lambropoulou, D., Laimou-Geraniou, M., Kosjek, T., Blaznik, U., Heath, D., and Heath, E., 2016, Determination of Bisphenols and Related Compounds in Honey and Their Migration from Selected Food Contact Materials. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **64** (46), 8866–75.
- [224] Chen, D., Kannan, K., Tan, H., Zheng, Z., Feng, Y. L., Wu, Y., and Widelka, M., 2016, Bisphenol Analogues Other than BPA: Environmental Occurrence, Human Exposure, and Toxicity-a Review. *Environmental Science & Technology* **50** (11), 5438–53.
- [225] Skledar, D. G., and Mašič, L. P., 2016, Bisphenol A and Its Analogs: Do Their Metabolites Have Endocrine Activity. *Environmental Toxicology and Pharmacology* **47**, 182–99.
- [226] Cao, G., Lu, J., and Wang, G., 2012, Photolysis Kinetics and Influencing Factors of Bisphenol S in Aqueous Solutions. *Journal of Environmental Sciences* **24** (5), 846–51.