

RÉSUMÉ

Le présent travail s'inscrit dans le cadre de travaux de recherches à aspect environnemental avec une approche pluridisciplinaire portant sur l'étude du lixiviat de la décharge publique de la ville de Fkih Ben Salah en vue de l'implantation d'un procédé de traitement adéquat. Il s'agit, d'une part, d'étudier la caractérisation physico-chimique et microbiologique dudit lixiviat, et d'autre part, d'évaluer son risque écotoxicologique en utilisant la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'orge *Hordeum vulgare* comme deux espèces bioindicatrices.

Afin de réaliser cette étude, des prélèvements mensuels d'échantillons du lixiviat ont été effectués entre 2013 et 2016. Les caractéristiques physicochimiques de ce lixiviat à savoir : le pH, la conductivité électrique, la température, les matières en suspension, la DBO5, la DCO, l'azote total Kjeldahl, les orthophosphates, le phosphore total, les sulfates, la dureté totale et la turbidité ont été réalisées. La qualité microbiologique a été étudiée par le suivi des coliformes totaux, des coliformes fécaux, des streptocoques fécaux, *Escherichia coli*, des entérocoques intestinaux, *Pseudomonas sp*, *Staphylococcus sp* et *Salmonella sp*. Le risque écotoxicologique a été évalué via une étude de l'effet du lixiviat sur la survie des moules et sur l'inhibition de germination et de croissance des graines d'orges. En outre, un traitement par voies physico-chimique et biologique a été adopté pour réduire la nocivité du lixiviat jeune rejetée dans l'environnement.

Les résultats, de l'étude physico-chimique, obtenus montrent que les paramètres caractéristiques étudiés dépassent les valeurs limites générales de rejet. Les valeurs moyennes du pH ont montré qu'il s'agit d'un lixiviat très acide (pH = 4,3±0,15). De même la conductivité électrique a été de 22,71±2,5 ms/cm avec une concentration en MES de 1755,74 ±223,8 mg/L et une turbidité très élevée de l'ordre de 5710,05±332,4 NTU. Les charges organique et minérale, se présentent avec des teneurs très élevées (25608,34±566,7 mgO₂/L en DCO, 10612,26±385,5 mgO₂/L en DBO5, 2175±100,00 mg/L en Calcium, 2,78±0,27 mg/L en Aluminium, 204,85±9,23 mg/L en Magnésium, 120,02±6,28 mg/L en Phosphore total et 844,96±27,53 mg/L en Potassium). Une forte charge en éléments métalliques a été signalée surtout pour le Fer (59,038±3,68 mg/L), le Plomb (1,97±0,25 mg/L), le Cuivre (2,00±0,40 mg/L), et le Zinc (8,54±0,58 mg/L). La charge microbienne retrouvée à la suite des analyses est relativement élevée ; elle était de l'ordre de 511,2±0,12 x 10⁴ UFC/100mL pour les coliformes totaux, de 16,5±0,656 x 10⁴ UFC/100mL pour les coliformes fécaux, de 54±0,083 x 10⁴ UFC/100mL pour *Escherichia coli*, de 3,4±0,051 x 10⁴ UFC/100mL pour les streptocoques fécaux, de 9,4±0,073 x 10⁴ UFC/100mL pour les entérocoques intestinaux, de 70±0,591 x 10⁴ UFC/100mL pour *Pseudomonas sp*, et de 14,0±0,232 x 10⁴ UFC/100mL pour *Staphylococcus sp*. Concernant l'évaluation du risque écotoxicologique, les résultats de la comparaison de la probabilité de survie des moules traitées pour deux concentrations de lixiviat (C1 = 0,5% et C2 = 1%) ont montré un risque écotoxicologique net sur la survie de la moule étudiée ; soit des probabilités de survie moyennes de 0,3 pour C1 et 0,4 pour C2. Le taux moyen d'inhibition de la concentration de 6% du lixiviat est de l'ordre de 85% pour la germination, de 47% pour la croissance de la partie aérienne (PA) et de 55,74% pour la croissance de la partie radriculaire (PR).

Le traitement par voies physico-chimique et biologique anaérobie a été adopté. La coagulation a ainsi permis de réduire la charge polluante avec des rendements élevés ; 92,95% de turbidité, 80,02% de MES, 89,89 % de DCO, 83,48% de DBO5, 77,14% de Fe, 66,67% de Mo, 41,67% de Cd, 21,77% de S²⁻, 20,57% de K⁺, et 19,53% de Cl⁻. Le traitement combiné Coagulation-Biologique nous a permis d'obtenir des rendements épuratoires assez importants avec des taux d'abattements de 96,19%, de 97,65 %, de 96,51% et de 96,53% respectivement pour la DCO, la DBO5, la turbidité, et les MES. Également la charge microbienne traduite par la présence de CT, de CF, de SF, de E. Coli et de *Staphylococcus sp*, a diminué respectivement de 99,53%, de 98,52%, de 98,39%, de 99,23% et de 99,93%.



UNIVERSITE SULTAN MOULAY SLIMANE

Faculté des Sciences et Techniques

Béni-Mellal



Centre d'Études Doctorales : Sciences et Techniques

Formation Doctorale : Ressources Naturelles, Environnement et Santé

THÈSE

Présentée par

MERZOUKI HASNA

Pour l'obtention du grade de

DOCTEUR

Spécialité : Sciences de l'Environnement

Option : Gestion des déchets et Génie de l'environnement

Lixiviat jeune de la décharge publique de la ville de Fkih Ben Salah : Caractérisation, Evaluation du risque écotoxicologique et Etude de procédés de traitement physico-chimique et biologique.

Soutenue le 26/04/2018 à 10h devant la commission d'examen :

Abdelmajid HADDIOUI	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.S.T. Beni-Mellal, Maroc	Président
Jilali ELHAJRI	Professeur, Université Chouaib Doukkali, F.S El Jadida, Maroc	Rapporteur
Abdessamad TOUNSI	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, Faculté Polydisciplinaire, Beni Mellal. Maroc	Rapporteur
Zehor AIT YACINE	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.S.T. Beni-Mellal, Maroc	Rapporteur
Laila Mandi	Professeur, Université Cadi Ayyad, F.S. Semlalia-Marrakech, Maroc	Examineur
Brahim Lekhlif	Professeur, Ecole Hassania des Travaux Publics, Casablanca, Maroc	Co-Directeur de thèse
Hafida Hanine	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.S.T. Beni-Mellal, Maroc	Directeur de thèse

Remerciements

Ma reconnaissance et mon estime vont en premier lieu à Mme le Professeur **Hafida Hanine** qui a dirigé ce travail et m'a fait part de ses conseils judicieux qui m'ont permis de progresser au cours de ces années de thèse. Je lui témoigne, en ces quelques mots, mon entière gratitude pour son entière disponibilité et sa gentillesse.

Ce travail n'aurait pu être mené à son terme sans l'encadrement sans faille du Professeur **Brahim Lekhlif** Co-encadrant de cette thèse. Son soutien, ses précieux conseils, ses encouragements constants et ses observations critiques m'ont beaucoup aidée pour la concrétisation de ce travail. Qu'il en soit donc très chaleureusement remercié.

Je voudrais remercier Monsieur le Professeur **Abdelmajid HADDIOUI** d'avoir accepté de présider le jury de cette thèse.

Mes remerciements s'adressent aussi à Madame **Zhour AIT YACINE** Professeur à la Faculté des Sciences et Technique de Béni Mellal, Monsieur **Jilali EL HAJRI**, Professeur à la Faculté des Sciences d'El Jadida et Monsieur **Abdessamad TOUNSI** Professeur à la Faculté Polydisciplinaire de Béni Mellal d'avoir été les rapporteurs de ce travail.

Une grande partie des analyses physico-chimiques de ce travail a été réalisée au sein du Centre National d'Etudes et de Recherches sur l'Eau et l'Energie (CNEREE), à l'Université Cadi Ayyad, dirigé par Madame le Professeur **Laila Mandi**. A cet égard, Je lui exprime mes chaleureux remerciements pour m'avoir accueillie dans les laboratoires du CNEREE. Par la même occasion, je tiens à remercier Madame le Professeur **Naaila Ouazzani**, Directrice du Laboratoire d'Hydrobiologie, Ecotoxicologie et Assainissement (LHEA) à la Faculté des Sciences Semlalia, Marrakech pour m'avoir accueillie dans son laboratoire.

Je voudrais aussi exprimer ma reconnaissance à Monsieur le Professeur **Mohamed NAJIMI** Directeur du Laboratoire de génie biologique de la Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal où les tests toxicologiques ont été effectués.

Une pensée particulière à mon cher frère et Professeur **Mohamed Merzouki** pour son aide et ses encouragements.

Toute ma profonde reconnaissance à mes parents, mes sœurs, mes frères et à mon mari. Leur soutien incessant m'a été d'une grande aide pour surmonter les obstacles rencontrés au cours de la réalisation de ce travail.

RESUME

Le présent travail s'inscrit dans le cadre de travaux de recherches à aspect environnemental, avec une approche pluridisciplinaire portant sur l'étude du lixiviat de la décharge publique de la ville de Fkih Ben Salah, en vue de l'implantation d'un procédé de traitement adéquat. Il s'agit, d'une part, d'étudier la caractérisation physico-chimique et microbiologique dudit lixiviat, et d'autre part, d'évaluer son risque écotoxicologique en utilisant la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'orge *Hordeum vulgare* comme deux espèces bioindicatrices.

Afin de réaliser cette étude, des prélèvements mensuels d'échantillons du lixiviat ont été effectués entre 2013 et 2016. Les caractéristiques physicochimiques de ce lixiviat à savoir : le pH, la conductivité électrique, la température les matières en suspension, la DBO₅, la DCO, l'azote total Kjeldahl, les orthophosphates, le phosphore total, les sulfates, la dureté totale et la turbidité ont été réalisées. La qualité microbiologique a été étudiée par le suivi des coliformes totaux, des coliformes fécaux, des streptocoques fécaux, *Escherichia coli*, des entérocoques intestinaux, *Pseudomonas* sp, *Staphylococcus* sp et *Salmonella* sp. Le risque écotoxicologique a été évalué via une étude de l'effet du lixiviat sur la survie des moules et sur l'inhibition de germination et de croissance des graines d'orges. En outre, un traitement par voies physico-chimique et biologique a été adopté pour réduire la nocivité du lixiviat jeune rejetée dans l'environnement.

Les résultats, de l'étude physico-chimique, obtenus montrent que les paramètres caractéristiques étudiés dépassent les valeurs limites générales de rejet. Les valeurs moyennes du pH ont montré qu'il s'agit d'un lixiviat très acide (pH = 4,3±0,15). De même la conductivité électrique a été de 22,71±2,5 ms/cm avec une concentration en MES de 1755,74 ±223,8 mg/L et une turbidité très élevée de l'ordre de 5710,05±332,4 NTU. Les charges organique et minérale, se présentent avec des teneurs très élevées (25608,34±566,7 mgO₂/L en DCO, 10612,26±385,5 mgO₂/L en DBO₅, 2175±100,00 mg/L en Calcium, 2,78±0,27 mg/L en Aluminium, 204,85±9,23 mg/L en Magnésium, 120,02±6,28 mg/L en Phosphore total et 844,96±27,53 mg/L en Potassium). Une forte charge en éléments métalliques a été signalée surtout pour le Fer (59,038±3,68 mg/L), le Plomb (1,97±0,25 mg/L), le Cuivre (2,00±0,40 mg/L), et le Zinc (8,54±0,58 mg/L). La charge microbienne retrouvée à la suite des analyses est relativement élevée ; elle était de l'ordre de 511,2±0,12 x 10⁴ UFC/100mL pour les coliformes totaux, de 16,5±0,656 x 10⁴ UFC/100mL pour les coliformes fécaux, de 54±0,083 x 10⁴ UFC/100mL pour *Escherichia coli*, de 3,4±0,051 x 10⁴ UFC/100mL pour les streptocoques fécaux, de 9,4±0,073 x 10⁴ UFC/100mL pour les entérocoques intestinaux, de 70±0,591 x 10⁴ UFC/100mL pour *Pseudomonas* sp, et de 14,0±0,232 x 10⁴ UFC/100mL pour *Staphylococcus* sp. Concernant l'évaluation du risque écotoxicologique, les résultats de la comparaison de la probabilité de survie des moules traitées pour deux concentrations de lixiviat (C₁ = 0,5% et C₂ = 1%) ont montré un risque écotoxicologique net sur la survie de la moule étudiée ; soit des probabilités de survie moyennes de 0,3 pour C₁ et 0,4 pour C₂. Le taux moyen d'inhibition de la concentration de 6% du lixiviat est de l'ordre de 85% pour la germination, de 47% pour la croissance de la partie aérienne (PA) et de 55,74% pour la croissance de la partie radiculaire (PR).

Le traitement par voies physico-chimique et biologique anaérobie a été adopté. La coagulation a ainsi permis de réduire la charge polluante avec des rendements élevés ; 92,95% de turbidité, 80,02% de MES, 89,89 % de DCO, 83,48% de DBO₅, 77,14% de Fe, 66,67% de Mo, 41,67% de Cd, 21,77% de S²⁻, 20,57% de K⁺, et 19,53% de Cl⁻. Le traitement combiné Coagulation-Biologique nous a permis d'obtenir des rendements épuratoires assez importants avec des taux d'abattements de 96,19%, de 97,65 %, de 96,51% et de 96,53% respectivement pour la DCO, la DBO₅, la turbidité, et les MES. Egalement la charge microbienne traduite par la présence de CT, de CF, de SF, de *E. Coli* et de *Staphylococcus* sp, a diminué respectivement de 99,53%, de 98,52%, de 98,39%, de 99,23% et de 99,93%.

ABSTRACT

The present work is part of a multi-disciplinary environmental research project concerning the study and the characterization of leachate from the city of Fkih Ben Salah's landfill in order to implement an appropriate treatment process. For this, we led a physicochemical and microbiological characterization of the leachate, and an ecotoxicological assessment risk by using the *Mytilus galloprovincialis* mussel and the *Hordeum vulgare* barley as two bioindicator species.

In order to carry out this study, monthly samples of leachate samples were taken between 2013 and 2016. The physicochemical characteristics of this leachate: pH, electrical conductivity, temperature, suspended solids, BOD₅, COD, Kjeldahl total nitrogen, orthophosphates, total phosphorus, sulphates, total hardness and turbidity were performed. Microbiological quality was studied by monitoring total coliforms, faecal coliforms, faecal streptococci, *Escherichia coli*, intestinal enterococci, *Pseudomonas* sp, *Staphylococcus* sp and *Salmonella* sp. The ecotoxicological hazard was assessed by a leachate effect study on mussel survival and germination and growth inhibition of barley seeds. In addition, physicochemical and biological treatment was adopted to reduce the harmfulness of young leachate released into the environment.

The results of the physicochemical study obtained show that the studied characteristic parameters exceed the general limit values of rejection. The average pH values obtained evidenced the acidic character of the leachate (pH = 4.3±0.15). Similarly, the electrical conductivity recorded was 22.71±2.5 ms/cm with a suspended solids (SS) concentration of 1755.74±223,8 mg/L and a very high turbidity of about 5710.05±332.4 NTU was also recorded. The organic and inorganic feedstocks are present with very high contents (25608.34±566.7 mgO₂/L in COD, 10612.26±385.5 mgO₂/L in BOD₅, 2175±100.00 mg/L in Calcium, 2.78±0.27 mg/L in Aluminum, 204.85±9.23 mg/L in Manganese, 120.02±6.28 mg/L in Phosphorus and 844.96±27.53 mg/L in Potassium). Heavy load metal elements were reported mainly for Iron (59.038±3.68 mg/L), Lead (1.97±0.25 mg/L), Copper (2.00±0.40 mg/L), and Zinc (8.54±0.58 mg/L). The microbial load found after the analyzes is relatively high; it was in the average of 511.2±0.12 x 10⁴ UFC/100mL for total coliforms, 16.5±0.656 x 10⁴ UFC/100mL for faecal coliforms, 54±0.083 x 10⁴ CFU/100mL for *Escherichia coli*, 3.4±0.051 x 10⁴ CFU/100mL for faecal streptococci, 9.4±0.073 x 10⁴ CFU/100mL for intestinal enterococci 70±0.591 x 10⁴ CFU/100mL for *Pseudomonas* sp, and 14.0±0.232 x 10⁴ CFU/100mL for *Staphylococcus* sp. For the ecotoxicological risk assessment, the survival probability of the treated mussels for two leachate concentrations (C₁ = 0.5% and C₂ = 1%) showed a clear ecotoxicological risk on the survival of the mussel. The mean survival probabilities are 0.3 for C₁ and 0.4 for C₂. The average rate of inhibition of the 6% leachate concentration is in the order of 85% for germination, 47% for leaf growth and 55.74% for root elongation.

Physicochemical and biological anaerobic treatment has been adopted. Coagulation was effective in the reduction of the pollutant load with high efficiency; 92.95% turbidity, 80.02% SS, 89.89% COD, 83.48% BOD₅, 77.14% Iron, 66.67% Mo, 41.67% Cd, 21.77% S²⁻, 20.57% K⁺, and 19.53% Cl⁻. The combined Coagulation-Biological treatment allowed us to obtain fairly high purification yields with 96.19%, 97.65, 96.51% and 96.53% reduction rates, respectively for COD, BOD₅, turbidity, and SM. Also, the microbial load in CT, CF, SF, E. Coli, and *Staphylococcus* sp decreased by 99.53%, by 98.52%, by 98.39 %, by 99.23% and by 99.93 respectively.

AVANT-PROPOS

Dans les décharges publiques, et lors de leur percolation à travers les déchets, les eaux de pluie se chargent de matières polluantes. Ces percolâts, dits aussi lixiviats, présentent de nombreux impacts négatifs sur les milieux récepteurs : eau, sol et air. Les polluants organiques, minéraux et bactériologiques, en concentrations élevées, constituent ainsi une source de nuisance.

Les lixiviats atteignant les ressources hydriques (superficielles et souterraines) risquent d'altérer leur nature, et par conséquent rendre inopportun leur usage pour les différentes activités socio-économiques. Le déversement des lixiviats dans le sol génère ainsi une pollution minérale, qui pourra modifier la composition minérale du substratum du sol, pouvant le rendre stérile et grever par conséquent les activités agricoles. Le plus grand risque lié aux lixiviats demeure la contamination de la nappe phréatique par différents agents chimiques, biologiques et microbiologiques notamment par des micro-organismes pathogènes susceptibles de provoquer des épidémies. Parmi les composants organiques des lixiviats, certains sont de type COV (Composés Organiques Volatils) qui peuvent jouer le rôle de précurseurs d'ozone et contribuant, ainsi, à l'effet de serre lors de leur émission dans l'air. Aussi, le traitement des lixiviats requiert une attention particulière. Il doit être considéré comme partie intégrante lors de l'élaboration de plans de gestion des déchets solides par les communes.

Afin de réduire leurs impacts négatifs sur les milieux récepteurs plusieurs procédés de traitement ont été développés. Les plus courants sont les traitements biologiques aérobies et/ou anaérobies avec valorisation par biométhanisation, les traitements physico-chimiques (précipitation, coagulation-floculation, adsorption sur charbon actif, photo-oxydation) ou par l'utilisation de processus membranaires et finalement les traitements thermiques (Evaporation forcée, Evapoconcentration...).

Dans ce travail, nous essayons d'apporter de nouvelles approches sur les possibilités de traitement des lixiviats par voies physico-chimique et biologique. Ceci s'inscrit dans le cadre d'une approche « recherche-développement » visant la mise en place d'un procédé intégré répondant aux exigences normatives, en cohérence avec les différentes stratégies nationales (Stratégie Nationale de l'Eau, Stratégie de l'Environnement, Stratégie Nationale de Développement Durable, la nouvelle Stratégie Energétique du Maroc, visant un ancrage plus prononcé vers les sources d'énergies renouvelables.) et les plans et programmes nationaux (Programme National des Déchets Ménagers, Plan Maroc Vert, Plan Forestier National, Plan de Traitement des Décharges Publiques, et Programme National de Valorisation des Déchets).

LISTE DES ABREVIATIONS

AF : Acides fulviques
AGV : Acides Gras Volatils
AH : Acides humiques
Al : Aluminium
AOP : Advanced Oxydation Processes : Procédés d'Oxydation Avancée
Ca : Calcium
CC : Coagulation chimique
CEE : Conseil des Communautés Européennes
CET : Centres d'Enfouissement Technique
CEV : Centres d'Enfouissement et de valorisation
CF : Coliformes fécaux
CMV : Compression mécanique de vapeur
COT : Carbone organique total
COV : Composés organiques volatils
CSDD : Centres de Stockage de Déchets Dangereux
CSDU : Centre de Stockage de Déchets Ultimes
CT : Coliformes totaux
DAF : Flottation à l'air dissous
DBO₅ : Demande biologique en oxygène
DCO : Demande chimique en oxygène
DIB : Déchets Industriels Banals
DMA : Déchets Ménagers et Assimilés
DT : Dureté total
E.Coli : Escherichia Coli
E.D.T.A : Éthylène Diamine Tétra-Acétique
EC : Electrocoagulation
EDTA : Éthylène Diamine Tétra-Acétique
EGSB : Expanded Granular Sludge Bed ou Réacteur à lit de boue Granulaires Expansé
FBS : Fkih Ben Salah
HRT : Temps de rétention hydraulique
IG : Inhibition de germination
ILPA : Inhibition de la longueur de la partie aérienne
ILR : Inhibition de la longueur de la racine
ISDND : Installation de Stockage de Déchets non Dangereux
K : Potassium
LB : lixiviat brut
LPA : Longueur de la partie aérienne
LR : Longueur de la partie racinaire
MES : Matières en suspension
Mg : Magnésium
MO : Matière Organique
Mo : Molybdène
NTK : Azote total Kjeldahl
NW : Nord West

P : Phosphore

PA : Partie aérienne

PNDM : Programme National des déchets Ménagers

PR : Partie radriculaire

PT : Phosphore Total

PVC : Polychlorure de vinyle

SBR : Réacteur Biologique Séquentiel

SNDD : Stratégie Nationale de Développement Durable,

SNE : Stratégie Nationale de l'Environnement,

SF : Streptocoques fécaux

SW : Sud West

UASB : Upflow Anaerobic Sludge Blanket ou digesteur anaérobie à lit de boue à courant ascendant

UFC : Unité formant colonie

V_{up} : Liquid upflow velocity : vitesse d'écoulement du liquide

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Schéma du bilan de l'eau dans la genèse des lixiviats.....	14
Figure 2: Dégradation anaérobie de la matière organique.	17
Figure 3: Stabilité des espèces organiques au cours de l'évolution de la décharge.	21
Figure 4: Evolution de la composition de lixiviat des déchets ménagers et assimilés au cours des différentes phases de dégradation (Williams, 1998).....	22
Figure 5: Procédés à boues granulaires, type UASB(a), EGSB(b).	29
Figure 6: Tailles de particules et techniques membranaires associées (Bouchard et al., 2000).	42
Figure 7: Localisation géographique du site d'étude : Région Béni Mellal-Khénifra (A) et ville de Fkih Ben Salah (B).	47
Figure 8: Carte de l'aquifère piézométrique Eocène Basin Tadla.	48
Figure 9: Images photographiques de la décharge actuelle de Fkih Ben Salah.	52
Figure 10: Schema explicatif des impacts du lixiviat en fonction des saisons 52	52
Figure 11: Echantillons du lixiviat jeune.	54
Figure 12: Vue externe de la valve droite (A) et de la cavité palléale (B) de la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i>	58
Figure 13: Dispositif expérimental de l'étude de survie de la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i> (D'après Merzouki et al., 2012).	58
Figure 14: Dispositif expérimental du test d'inhibition de la germination et de la croissance de l'orge (<i>Hordeum vulgare</i>).	59
Figure 15: Image photographique de l'appareil de Jar Test.	62
Figure 16: Schéma du dispositif expérimental du traitement adopté.	64
Figure 17: Evolution de la moyenne mensuelle de la quantité de déchets produite en T/J pendant l'année 2013.	66
Figure 18: Evolution journalière de la quantité de déchets produite en T/J pendant le mois Septembre 2013.....	66
Figure 19: Variation mensuelle du pH.	74
Figure 20: Evolution mensuelle de la conductivité électrique en ms/cm.....	75
Figure 21: Evolution mensuelle de la matière en suspension en mg/L.	75
Figure 22: Evolution mensuelle de la turbidité en NTU.	76
Figure 23: Evolution mensuelle de la DBO ₅ en mgO ₂ /L.	76
Figure 24: Evolution mensuelle de la DCO en mgO ₂ /L.....	76
Figure 25: Evolution mensuelle de la DBO ₅ /DCO.	77
Figure 26: Variation mensuelle de l'Azote Total NTK en mg/L.....	78

Figure 27: Variation mensuelle du Phosphore Total en mg/L.	78
Figure 28: Variation mensuelle des Orthophosphates en mg/L.	79
Figure 29: Variation mensuelle de la dureté totale en mg/L.	79
Figure 30: Variation mensuelle de Chlore mg/L.....	80
Figure 31: Variation mensuelle de Sodium en mg/L.	81
Figure 32: Variation mensuelle des Sulfates en mg/L.	81
Figure 33: Variation temporelle de la concentration métallique du Fer en mg/L.	82
Figure 34: Variation temporelle de la concentration métallique du Zinc en mg/L.	82
Figure 35: Variation temporelle de la concentration métallique du Cuivre en mg/L.	83
Figure 36: Variation temporelle de la concentration métallique du Plomb en mg/L.....	83
Figure 37: Variation temporelle de la concentration métallique du Cadmium en mg/L.....	83
Figure 38: Courbes de survie de la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i> des groupes étudiés au mois de mars 2016. (Les courbes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 95%).	87
Figure 39: Courbes de survie de la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i> des groupes étudiés au mois d'Avril 2016. (Les courbes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 95%).	87
Figure 40: Courbes de survie de la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i> des groupes étudiés au mois de mai 2016. (Les courbes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 95%).	88
Figure 41: Graines germées (moyenne \pm Ecart-Type) (A) et taux d'inhibition de germination de graines d'orge (<i>Hordeum vulgare</i> L) (B), après 5 jours de contact avec les différentes concentrations testées du lixiviat jeune (n = 30) pendant le mois de mars 2016. (Les histogrammes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différents au seuil de 95%)..	89
Figure 42: Graines germées (moyenne \pm Ecart-Type) (A) et taux d'inhibition de germination de graines d'orge (<i>Hordeum vulgare</i> L) (B), après 5 jours de contact avec les différentes concentrations testées du lixiviat jeune (n = 30) pendant le mois d'avril 2016. (Les histogrammes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différents au seuil de 95%)..	90
Figure 43: Graines germées (moyenne \pm Ecart-Type) (A) et taux d'inhibition de germination de graines d'orge (<i>Hordeum vulgare</i> L) (B), après 5 jours de contact avec les différentes concentrations testées du lixiviat jeune (n = 30) pendant le mois de mai 2016. (Les histogrammes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différents au seuil de 95%)..	90
Figure 44: Elongation de la (PA) (moyenne \pm Ecart-Type) (A) et taux d'inhibition de croissance de la (PA) des graines d'orge (<i>Hordeum vulgare</i> L) (B), après 14 jours de contact avec les différentes concentrations testées du lixiviat jeune (n = 30) pendant le mois de mars	

2016. (Les histogrammes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différents au seuil de 95%).	92
Figure 45: Elongation de la (PA) (moyenne \pm Ecart-Type) (A) et taux d'inhibition de croissance de la (PA) des graines d'orge (<i>Hordeum vulgare</i> L) (B), après 14 jours de contact avec les différentes concentrations testées du lixiviat jeune (n = 30) pendant le mois d'avril 2016. (Les histogrammes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différents au seuil de 95%).	92
Figure 46: Elongation de la (PA) (moyenne \pm Ecart-Type) (A) et taux d'inhibition de croissance de la (PA) des graines d'orge (<i>Hordeum vulgare</i> L) (B), après 14 jours de contact avec les différentes concentrations testées du lixiviat jeune (n = 30) pendant le mois de mai 2016. (Les histogrammes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différents au seuil de 95%).	92
Figure 47: Elongation de la (PR) (moyenne \pm Ecart-Type) (A) et taux d'inhibition de croissance de la (PR) des graines d'orge (<i>Hordeum vulgare</i> L) (B), après 14 jours de contact avec les différentes concentrations testées du lixiviat jeune (n = 30) pendant le mois de mars 2016. (Les histogrammes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différents au seuil de 95%).	93
Figure 48: Elongation de la (PR) (moyenne \pm Ecart-Type) (A) et taux d'inhibition de croissance de la (PR) des graines d'orge (<i>Hordeum vulgare</i> L) (B), après 14 jours de contact avec les différentes concentrations testées du lixiviat jeune (n = 30) pendant le mois d'avril 2016. (Les histogrammes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différents au seuil de 95%).	94
Figure 49: Elongation de la (PR) (moyenne \pm Ecart-Type) (A) et taux d'inhibition de croissance de la (PR) des graines d'orge (<i>Hordeum vulgare</i> L) (B), après 14 jours de contact avec les différentes concentrations testées du lixiviat jeune (n = 30) pendant le mois de mai 2016. (Les histogrammes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différents au seuil de 95%).	94
Figure 50: Variation du rendement de la turbidité des différents coagulants à 2g/ L.	98
Figure 51: Variation du rendement de la MES des différents coagulants à 2 g/L.	98
Figure 52: Variation du rendement de la DCO des différents coagulants à 2 g/L.	99
Figure 53: Variation du rendement de la turbidité des différents coagulants à 10 g/L.	100
Figure 54: Variation du rendement de la MES des différents coagulants à 10 g/L.	100
Figure 55: Variation du rendement de la DCO des différents coagulants à 10 g/L.	101
Figure 56: Variation du rendement de la turbidité en fonction du pH.	102
Figure 57: Variation du rendement de la DCO en fonction du pH.	102

Figure 58: Variation du rendement des MES en fonction du pH.....	103
Figure 59: Variation du volume de boue en fonction du temps.	105
Figure 60: Evolution de la vitesse de décantation en fonction du temps.	105
Figure 61: Evolution du rendement de la turbidité en fonction du temps.....	106
Figure 62: Evolution du rendement de la MES en fonction du temps.	106
Figure 63: Evolution du rendement de la DCO en fonction du temps.	107
Figure 64: Image rapportant la couleur du lixiviat avant et après coagulation.	108
Figure 65: Evolution du pH en fonction de la concentration de la chaux.....	108
Figure 66: Evolution du volume de boues en fonction de la concentration de la chaux.....	109
Figure 67: Evolution de la quantité de boues en fonction de la concentration de la chaux. ..	109
Figure 68: Evolution de la conductivité électrique en fonction de la concentration de la chaux.	110
Figure 69: Evolution de la turbidité en fonction de la concentration de la chaux.....	111
Figure 70: Evolution de la MES en fonction de la concentration de la chaux.....	111
Figure 71: Evolution de la DCO en fonction de la concentration de la chaux.....	112
Figure 72: Evolution de la DBO ₅ en fonction de la concentration de la chaux.	112
Figure 73: Evolution de la DCO, de la DBO ₅ et de la DBO ₅ /DCO en fonction de doses croissantes de la chaux.	113
Figure 74: Evolution du Fer en fonction de doses croissantes de la chaux.....	114
Figure 75: Evolution du Molybdène en fonction de doses croissantes de la chaux.....	114
Figure 76: Evolution du Cadmium en fonction de doses croissantes de la chaux.	115
Figure 77: Evolution du Chlorure en fonction de doses croissantes de la chaux.....	115
Figure 78: Evolution du Potassium en fonction de doses croissantes de la chaux.....	116
Figure 79: Evolution du Sulfure en fonction de doses croissantes de la chaux.	116
Figure 80: Evolution des paramètres de pollution microbiologique après traitement.	117
Figure 81: Evolution temporelle de la température du lixiviat brut et prétraité par la coagulation.	122
Figure 82: Evolution temporelle de pH du lixiviat brut et prétraité par la coagulation.	123
Figure 83: Evolution temporelle de la conductivité électrique du lixiviat brut et prétraité dans les conditions anaérobies de traitement.....	123
Figure 84: Evolution temporelle de la MES du lixiviat brut et prétraité dans les conditions anaérobies de traitement.....	124
Figure 85: Evolution temporelle de la turbidité du lixiviat brut et prétraité dans les conditions anaérobies de traitement.....	124

Figure 86: Evolution temporelle de la DBO ₅ du lixiviat brut et prétraité dans les conditions anaérobies de traitement.....	125
Figure 87: Evolution temporelle de la DCO du lixiviat brut et prétraité dans les conditions anaérobies de traitement.....	126
Figure 88: Evolution des valeurs des polluants microbiologiques après le traitement combiné.....	127
Figure 89: Evolution des taux d'abattement des paramètres microbiologiques après le traitement.....	127

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Comparaison « indicative » de la composition des déchets solides municipaux au Maroc par rapport à celle de la Tunisie, de la France et des USA (Souidi et al., 2008).	12
Tableau II : Caractéristiques des lixiviats d'ordures ménagères (Christensen et al., 1996).	20
Tableau III : Comparaison des lixiviats selon l'âge des déchets (Alvarez-Vazquez et al., 2004 ; Renou et al., 2008b ; Li et al., 2010).	22
Tableau IV : Maladies transmissibles par la consommation d'eau contaminée.	24
Tableau V : Les méthodes de recherche des bactéries	56
Tableau VI : Evolution annuelle de la population (H.C.P., 2014), et de la quantité de déchets	65
Tableau VII : Composition des déchets (en %).	68
Tableau VIII : Composition moyenne des déchets.	69
Tableau IX : Caractérisation physico-chimique du lixiviat de la décharge de Fkih Ben Salah	73
Tableau X : Caractérisation microbiologique du lixiviat de la décharge de la ville de Fkih Ben Salah	84
Tableau XI : Probabilités de survie de différents groupes de moules étudiés pendant les mois de mars, d'avril et de mai 2016.	86
Tableau XII : Variation des paramètres physico-chimiques du lixiviat prétraité par les différents coagulants à 2 g/L.	97
Tableau XIII : Variation des paramètres physico-chimique du lixiviat prétraité avec des coagulants à 10 g/L avec ajustement pH.	99
Tableau XIV : Evolution des paramètres du lixiviat en fonction du pH.	102
Tableau XV : Evolution des paramètres en fonction du temps de décantation.	104
Tableau XVI : Rapport DBO ₅ /DCO en fonction de doses de la chaux.	113
Tableau XVII : Composition microbiologique du lixiviat coagulé.	117
Tableau XVIII : Evolution des paramètres physico-chimiques du lixiviat brut au cours du traitement biologique dans des conditions anaérobies.	120
Tableau XIX : Evolution des paramètres physico-chimiques, d'un lixiviat prétraité, dans des conditions anaérobies.	121
Tableau XX : Les résultats du traitement couplé sur les polluants microbiologiques.	126
Tableau XXI : Comparaison des valeurs finales avec les valeurs limites de rejet direct, de rejet indirect et de rejet des eaux destinées à l'irrigation	128

SOMMAIRE

INTRODUCTION GENERALE.....	1
PARTIE A. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	4
A.1. Généralités sur les déchets	4
A.1.1. Définition d'un déchet	4
A.1.2. Classification des décharges	5
A.2. Problématique des déchets au Maroc	6
A.3. Gestion des déchets ménagers et assimilés	7
A.3.1. Cadre technique	7
A.3.2. Cadre réglementaire et institutionnel.....	7
A.3.2.1. Cadre réglementaire	7
A.3.2.2. Cadre institutionnel	10
A.3.3. Caractérisation des déchets ménagers	12
A.3.4. Impacts des déchets sur l'environnement et la santé	13
A.4. Généralités sur les lixiviats.....	13
A.4.1. Lixiviation des déchets	13
A.4.2. Processus biologiques.....	15
A.4.3. Composition des lixiviats	19
A.5. Evaluation du risque éco toxicologique du lixiviat	25
A.5.1. Bioindicateurs	25
A.5.2. Biomarqueurs.....	26
A.5.3. Bio-essais.....	26
A.6. Traitements des Lixiviats	27
A.6.1. Traitements biologiques.....	27
A.6.1.1. Traitement aérobie	27
A.6.1.2. Traitement anaérobie.....	28
A.6.2. Traitements physico-chimiques	32
A.6.2.1. Flottation	32

A.6.2.2. Coagulation	33
A.6.2.3. Electrocoagulation	34
A.6.2.4. Oxydation avancée	36
A.6.2.5. Précipitation chimique	40
A.6.2.6. Adsorption.....	40
A.6.3. Procédés membranaires	42
A.6.3.1. L'osmose inverse	42
A.6.3.2. La nanofiltration.....	43
A.6.4. Techniques thermiques	44
PARTIE B. MATERIEL ET METHODES	46
CHAPITRE I: PRESENTATION DU SITE D'ETUDE.....	46
B.I.1. Introduction	46
B.I.2. Situation géographique.....	46
B.I.3. Situation topographique, hydrologique et hydrogéologique	48
B.I.4. Economie de la ville.....	49
B.I.5. Climat de la région	49
B.I.6. Vulnérabilité de la nappe de Béni Amir à la pollution.....	50
B.I.7. Population et générateurs de déchets	50
B.I.8. Risques liés à la décharge.....	51
CHAPITRE II: ANALYSES REALISEES.....	53
B.II.1. Analyses des déchets de la décharge de FBS.....	53
B.II.1.1. Prélèvement des déchets.....	53
B.II.1.2. Méthodes d'échantillonnage	53
B.II.2. Analyses physico-chimiques du lixiviat	53
B.II.2.1. Prélèvement.....	53
B.II.2.2. Méthodes d'analyse.....	54
B.II.3. Analyses microbiologiques du lixiviat.....	55
B.II.3.1. Prélèvement.....	55

B.II.3.2. Méthodes d'analyse.....	55
B.II.4. Evaluation écotoxicologique.....	57
B.II.4.1. Etude de la survie de la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i>	57
B.II.4.1.1. Prélèvement	57
B.II.4.1.2. Préparation et contamination des animaux	57
B.II.4.1.3. Etude de survie (Méthode de Kaplan Meier).....	58
B.II.4.2. Test d'inhibition de la germination et de la croissance de l'orge (<i>Hordeum vulgare</i>).....	59
B.II.4.2.1. Inhibition de la germination	59
B.II.4.2.2. Inhibition de la croissance	59
B.II.5. Tests statistiques utilisés	61
CHAPITRE III: METHODOLOGIES DE TRAITEMENT	62
B.III.1. Traitement physico-chimique par coagulation	62
B.III.1.1. Procédure Jar Test.....	62
B.III.1.2. Choix du coagulant et conditions optimales	62
B.III.1.3. Préparation de la chaux	63
B.III.2. Couplage du traitement de coagulation par traitement biologique anaérobie	63
PARTIE C. RESULTATS ET DISCUSSIONS	65
CHAPITRE I: CARACTERISATION DES DECHETS	65
C.I.1. Introduction	65
C.I.2. Evolution de la quantité de déchets produits.....	65
C.I.3. Etude de la composition des déchets de la décharge de la ville de Fkih Ben Salah	67
C.I.4. Conclusion.....	70
CHAPITRE II: CARACTERISATION DES LIXIVIATS	71
C.II.1. Introduction.....	71
C.II.2. Caractérisation et évolution des paramètres physico-chimique du lixiviat.	71
C.II.2.1. Caractérisation mensuelle de la composition physico-chimique du lixiviat.....	71
C.II.3. Caractérisation microbiologique du lixiviat de la décharge de FBS.....	84

C.II.4. Conclusion	85
CHAPITRE III: EVALUATION ECOTOXICOLOGIQUE	86
C.III.1. Evaluation écotoxicologique	86
C.III.1.1. Etude de la survie de la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i>	86
C.III.1.2. Test d'inhibition de la germination et de la croissance de l'orge (<i>Hordeum vulgare</i>)	89
C.III.1.2.1. Test d'inhibition de germination	89
C.III.1.2.2. Test d'inhibition de croissance	91
C.III.2. Conclusion	95
CHAPITRE IV: TRAITEMENT PHYSICO-CHIMIQUE PAR COAGULATION	96
C.IV.1. Introduction	96
C.IV.2. Essais de choix du coagulant	96
C.IV.3. Effet de la concentration du coagulant	99
C.IV.4. Effet du pH	101
C.IV.5. Temps de décantation	103
C.IV.6. Prétraitement des lixiviats par coagulation à la chaux	107
C.IV.6.1. Observations visuelles	107
C.IV.6.2. Evolution du pH en fonction de la quantité de chaux	108
C.IV.6.3. Evolution de la quantité de boue générée par coagulation	109
C.IV.6.4. Evolution de la conductivité électrique	110
C.IV.6.5. Evolution de la turbidité et de la matière en suspension	110
C.IV.7. Evolution de la matière organique	111
C.IV.8. Evolution des éléments minéraux et métalliques	114
C.IV.9. Evaluation des paramètres microbiologiques	116
C.IV.10. Conclusion	117
CHAPITRE V: COUPLAGE DU TRAITEMENT PAR COAGULATION ET PAR VOIE ANAEROBIE	119
C.V.1. Introduction	119

C.V.2. Suivi de l'évolution des paramètres physico-chimiques pendant le traitement biologique par voie anaérobie	119
C.V.3. Evolution des paramètres microbiologiques.....	126
C.V.4. Conclusion	128
CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES	130
BIBLIOGRAPHIE	133

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

Depuis longtemps, la mise en décharge a toujours été considérée comme un mode d'élimination des déchets solides, vue son faible coût et la simplicité du procédé. Cependant, elle présente des problèmes sérieux pour l'environnement (Fedorak et *al.*, 1987; Rivett et *al.*, 1990; Ozanne., 1990; Grundfelt & Hoglund., 1995; Khattabi., 2002 ; Singh et *al.*, 2008) par l'émission de poussières et des gaz toxiques à effet de serre (CH₄, CO₂, H₂S, COV, etc...), d'odeurs nauséabondes et notamment des lixiviats qui sont générés par la percolation des eaux météoriques à travers le massif de déchets et/ou par les eaux contenues dans les déchets eux-mêmes ou issues de leur biodégradation.

Pour pallier à ces problèmes, de nombreuses dispositions ont été prises pour contenir les lixiviats et assurer leur traitement adéquat. Parmi elles, les centres d'enfouissement technique (CET), qui sont désormais dénommés dans les pays européens : « Centres de Stockage des Déchets Ultimes » (CSDU) et au Maroc les Centres d'Enfouissement et de Valorisation (CEV). Cette pratique offre plusieurs avantages, principalement la collecte des lixiviats grâce à l'imperméabilisation de la décharge par la géomembrane et la captation des gaz dégagés par plusieurs systèmes de drainage.

Il faut rappeler à juste titre que pour le traitement des lixiviats, il existe trois procédés classiques : procédés membranaires, biologiques et physico-chimiques (Trabelsi., 2011). L'efficacité de ces procédés est généralement limitée, principalement à cause de la forte charge polluante du lixiviat et de la diversité des éléments présents. Actuellement, de nouveaux procédés prometteurs sont développés tels que les procédés d'oxydation avancée, dits AOP (Advanced Oxidation Processes).

Au Maroc, selon le ministère délégué auprès du ministre de l'énergie des mines, de l'eau et de l'environnement, chargé de l'environnement, la quantité de déchets solides ménagers produits est d'environ 6,9 millions de tonnes/an. La quantité produite des déchets urbains est de 5,3 millions de tonnes/an, soit l'équivalent de 0,76 kilos par jour par habitant. Celle des déchets ruraux est de l'ordre de 1,6 millions de tonnes/an, soit 0,3 kilo par jour par habitant (R.E.M., 2015). Cette moyenne varie notablement d'une région à l'autre, d'une ville à l'autre et d'un quartier à l'autre en fonction du niveau socio-économique, de la saison et du taux de collecte (Soudi & Chrifi., 2008).

Le taux moyen de la collecte des déchets est estimé à environ 70% en milieu urbain. La collecte en milieu rural est peu, voire non organisée. 75% des déchets sont acheminés vers des décharges sauvages sans aucun traitement préalable et sans aménagement des sites

réceptacles. En effet, on compte plus de 300 décharges sauvages contre quelques décharges contrôlées (Souidi & Chrifi., 2008 ; E.E.M., 2010).

Pour cela, le Secrétariat d'Etat chargé du Développement Durable et le Ministère de l'Intérieur ont élaboré un programme national de gestion des déchets ménagers. Celui-ci vise l'adoption d'un ensemble de mesures tangibles s'étalant sur une période de 15 années afin de réduire les problèmes qui encombreront ce secteur.

Les principales missions et objectifs de ce programme visent d'ici 2020, à atteindre un taux de collecte des déchets ménagers de 90 %, à aménager l'ensemble des centres d'enfouissement et de valorisation des centres urbains, à réhabiliter ou fermer toutes les décharges sauvages existantes, à professionnaliser et moderniser le secteur de gestion des déchets, à développer une filière de « tri-recyclage-valorisation », pour atteindre un taux de recyclage de 20 %, à généraliser et universaliser les plans directeurs de gestion des déchets pour toutes les préfectures et provinces du pays, aussi que former et sensibiliser tous les acteurs concernés sur la problématique des déchets. (Fihri., 2016).

La décharge de la ville de Fkih Ben Salah, comme de nombreuses décharges au Maroc, est de type sauvage. Elle reçoit des déchets issus des activités domestiques et industrielles de la ville, qui de par son emplacement stratégique important dans la plaine du Tadla, a connu un développement accru : urbain, agricole et industriel, dont l'une des conséquences est l'accroissement de la quantité de déchets, notamment de type ménager. Située dans une zone agricole, la décharge génère un lixiviat, à forte charge polluante, qui après accumulation s'infiltré à travers le sous-sol et constitue un risque de contamination de la nappe phréatique circulant à faible profondeur.

C'est dans ce cadre qu'il est proposé de réaliser une étude des lixiviats issus de la décharge de la ville de Fkih Ben Salah, afin d'en déterminer les caractéristiques physico-chimique, bactériologique et écotoxicologique, et d'étudier des possibilités de leur traitement. Le présent rapport est structuré en quatre parties :

La première partie concerne une étude bibliographique portant sur les différents modes de mise en décharge et l'évolution des déchets dans le but de comprendre l'origine de formation des lixiviats, leurs types, leurs compositions, leurs impacts, et leurs modes de traitements existants.

La deuxième partie présente la problématique de gestion de la décharge de la ville de Fkih Ben Salah, avec une description détaillée du site de la décharge, basée sur des données géographiques, topographique, géologique et hydrogéologique. Elle comprend une analyse

des risques associés à cette décharge. Elle intègre également l'ensemble des matériels et méthodes utilisés ainsi que les méthodologies de traitement envisagées.

La troisième partie concerne l'interprétation des différents résultats obtenus dans les chapitres suivants :

- Le premier chapitre : Caractérisation des déchets
Détermination de la composition des déchets évacués à la décharge est présentée et analysée.
- Le deuxième chapitre : Caractérisation physico-chimique et microbiologique des lixiviats
Un suivi temporel de la composition physico-chimique des lixiviats est effectué durant la période allant du mois de Juillet 2013 au mois de Juin 2014. Également, une caractérisation microbiologique a été réalisée. Le but étant de caractériser la charge polluante pendant les différentes périodes de l'année afin d'estimer le potentiel polluant des lixiviats et son impact sur l'environnement, et de pouvoir envisager leur filière de traitement.
- Le troisième chapitre : Evaluation du risque écotoxicologique du lixiviat brut
Les essais réalisés ont porté sur la moule *Mytilus galloprovincialis* comme espèce bioindicatrice animale pour étudier le risque écotoxicologique présenté par les lixiviats. Le choix de cette espèce est basé principalement sur plusieurs critères ; sa durée de vie suffisamment longue pour permettre l'échantillonnage de plusieurs classes d'âges, son abondance et sa large distribution dans le monde, sa capacité de concentrer et accumuler les polluants sans effet létal, et également en raison de son utilisation large par plusieurs études et programmes de surveillance pour évaluer le risque écotoxicologique des produits toxiques.
Dans le même objectif, cette étude a été complétée par des tests d'inhibition de la germination et de croissance de l'orge (*Hordeumvulgare*) comme espèce bioindicatrice végétale.
- Le quatrième chapitre : Traitement physico-chimique par coagulation
Des essais sont réalisés sur les lixiviats par la technique de coagulation en testant plusieurs coagulants sous différentes conditions, et en suivant les taux d'abattement des paramètres indicateurs de pollution du lixiviat. L'objectif étant d'identifier le coagulant, sa concentration et les conditions les mieux adaptées au traitement de notre lixiviat.
- Le cinquième chapitre : Traitement combiné de coagulation suivi d'un traitement biologique par voie anaérobie.

Des essais de traitement biologique sont réalisés sur les lixiviats. Ils ont concerné d'une part, le suivi d'abattement épuratoire des paramètres au cours du temps dans des conditions anaérobies pour un lixiviat brut, et d'autre part, le suivi de ces mêmes paramètres dans les mêmes conditions pour un lixiviat prétraité par la technique de coagulation.

PARTIE A : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

PARTIE A. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

A.1. Généralités sur les déchets

A.1.1. Définition d'un déchet

Un déchet est un rebut mis en décharge après usage dans un des secteurs de l'activité socio-économique. Selon la Directive européenne 75/442/CEE (Conseil des Communautés Européennes) du Conseil du 15 juillet 1975 relative aux déchets, un déchet est défini comme « toute substance ou tout objet dont le détenteur se défait ou a l'obligation de se défaire en vertu des dispositions nationales en vigueur » (Moletta., 2009). Selon la loi marocaine 28-00 relative à la gestion des déchets et à leur élimination, un déchet solide est défini comme étant « tout résidu résultant d'un processus d'extraction, d'exploitation, de transformation, de production, de consommation, d'utilisation, de contrôle ou de filtration, et d'une manière générale, tout objet et matière abandonnés ou que le détenteur doit éliminer pour ne pas porter atteinte à la santé, à la salubrité publique et à l'environnement ».

Cette même loi classe selon son article 3, les déchets en différents types :

- **Déchets ménagers** : tout déchet issu des activités des ménages ;
- **Déchets assimilés aux déchets ménagers** : tout déchet provenant des activités économiques, commerciales ou artisanales et qui par leur nature, leur composition et leurs caractéristiques, sont similaires aux déchets ménagers ;
- **Déchets industriels** : tout déchet résultant d'une activité industrielle, agro-industrielle, artisanale ou d'une activité similaire ;
- **Déchets médicaux et pharmaceutiques** : tout déchet issu des activités de diagnostic, de suivi et de traitement préventif, palliatif ou curatif dans les domaines de la médecine humaine ou vétérinaire et tous les déchets résultant des activités des hôpitaux publics, des cliniques, des établissements de la recherche scientifique, des laboratoires d'analyses opérant dans ces domaines et de tous établissements similaires ;
- **Déchets dangereux** : toutes formes de déchets qui, par leur nature dangereuse, toxique, réactive, explosive, inflammable, biologique ou bactérienne, constituent un danger pour l'équilibre écologique tel que fixé par les normes internationales dans ce domaine ou contenu dans des annexes complémentaires ;
- **Déchets inertes** : tout déchet qui ne produit pas de réaction physique ou chimique tels que les déchets provenant de l'exploitation des carrières, des mines, des travaux de

- démolition, de construction ou de rénovation et qui ne sont pas constitués ou contaminés par des substances dangereuses ou par d'autres éléments générateurs de nuisances ;
- **Déchets agricoles** : tout déchet organique généré directement par des activités agricoles ou par des activités d'élevage ou de jardinage ;
 - **Déchets ultimes** : tout résidu résultant de déchets traités ou ceux qui ne sont pas traités selon les conditions techniques et économiques actuelles ;
 - **Déchets biodégradables** : tout déchet pouvant subir une décomposition biologique naturelle, anaérobie ou aérobie, comme les déchets alimentaires, les déchets de jardins, de papiers et de cartons ainsi que les cadavres d'animaux.

A.1.2. Classification des décharges

Concernant les décharges, on distingue en France par exemple, trois types de stockage des déchets, selon la nature des déchets concernés. Il s'agit des installations de stockage de déchets dangereux (décharges de classe I), de déchets ménagers et assimilés ou non dangereux (décharges de classe II), et de déchets inertes (décharges de classe III).

a) Les décharges des déchets dangereux (Classe I)

Elles accueillent principalement les "déchets industriels spéciaux", présentant un caractère dangereux reconnu pour le milieu naturel ou les êtres vivants. Elles sont également appelées Centres de Stockage de Déchets Dangereux (CSDD). Avant d'être enfouis, les déchets sont "stabilisés" par extraction, notamment, des liquides dangereux pour limiter les réactions chimiques dans la fosse.

b) Les décharges des déchets dits "non dangereux" (Classe II)

Elles accueillent les déchets ménagers et assimilés (DMA), ainsi que les déchets industriels banals (DIB). Elles sont également appelées Installation de Stockage de Déchets non Dangereux (ISDND) et Centre de Stockage de Déchets Ultimes (CSDU). Selon la loi-cadre déchet de 1992 (SRCE., 2015), il est interdit d'enfouir autre chose dans ces décharges que du déchet ultime, un déchet "qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux". Il existe aujourd'hui 250 décharges autorisées de classe 2 en France.

c) Décharges des déchets inertes (Classe III)

Elles accueillent principalement des déchets du bâtiment et des travaux publics (terres, gravats, déchets de démolition, etc.). Des trois catégories de décharges, ce sont les moins réglementées : à défaut d'une réglementation issue du code de l'environnement, comme c'est

le cas pour les décharges de classe I et II, les décharges de classe III sont soumises au code de l'urbanisme et elles ne sont donc pas des "Installations classées pour la protection de l'environnement".

Au Maroc, l'article 48 de la loi 28-00 définit clairement les différents types de décharges contrôlées selon les types de déchets comme suit :

- **Classe I** : les décharges des déchets ménagers et assimilés ;
- **Classe II** : les décharges des déchets industriels, médicaux et pharmaceutiques non dangereux, des déchets agricoles, des déchets ultimes et inertes ;
- **Classe III** : les décharges des déchets dangereux.

A.2. Problématique des déchets au Maroc

Le Maroc connaît actuellement un niveau de développement et une dynamique socio-économique et urbaine importants, ce qui inévitablement, génère une problématique environnementale due aux déchets solides. Cette situation résulte non seulement de l'accroissement régulier du nombre d'habitants, mais aussi de l'amélioration du niveau de vie. En outre, une certaine évolution de la composition de ces déchets est directement liée au style de vie de la population et à la diversité des activités socio-économiques.

Les chiffres officiels montrent que 75% de déchets urbains sont acheminés vers des décharges sauvages sans aucun traitement préalable et sans aménagement des sites réceptacles (E.E.M., 2010).

Selon le troisième Rapport sur l'état de l'environnement au Maroc le taux de recyclage des déchets au niveau national est de l'ordre de 10% de la quantité globale de déchets urbains collectés (R.E.M 2015). Le développement de ce secteur reste jusqu'à présent très limité et les principales filières de recyclage des déchets ménagers et assimilés concernent les plastiques, les papiers cartons, le verre et la ferraille (R.E.M., 2015).

Quant aux déchets industriels, la quantité a atteint en 2012 environ 1,6 Mt, dont 256 000 tonnes étaient considérées dangereuses. Cependant, 8% de ces déchets sont mis dans des dépotoirs non contrôlés et des décharges municipales sans traitement préalable (R.E.M., 2015).

L'évolution démographique des villes marocaines qui abriteront, en 2050, 43,6 millions des habitants au lieu de 33,8 millions en 2014, soit une croissance additionnelle moyenne de 272 mille habitants par an (H.C.P., 2014). Cette augmentation traduite par un accroissement important de la quantité de déchets rend leur gestion difficile. Les différents

problèmes de collecte, d'évacuation et de mise en décharge constituent un enjeu d'avenir et un challenge que le Maroc doit relever.

A.3. Gestion des déchets ménagers et assimilés

A.3.1. Cadre technique

La gestion des déchets solides est complexe et nécessite une organisation basée sur l'optimisation en s'articulant surtout sur trois axes prioritaires :

- Réduction de la quantité de déchets produits et de leur nocivité ;
- Développement des opérations de collecte, de tri, de recyclage ainsi que des technologies de traitement plus respectueuses de l'environnement ;
- Prévision de stockage des déchets finaux.

A.3.2. Cadre réglementaire et institutionnel

A.3.2.1. Cadre réglementaire

- **Situation actuelle**

Pour la protection de l'environnement, le législateur a défini tout un arsenal réglementaire pour la limitation des rejets. Cet arsenal est constitué de plusieurs textes législatifs, dont les principaux qui sont en relation avec les déchets solides et l'eau sont comme suit :

- La Stratégie de communication sur le PNDM ;
- La Stratégie Nationale de l'Environnement, SNE ;
- La Stratégie Nationale de Développement Durable, SNDD ;
- L'adoption en avril 2014 de la loi-cadre 99-12 portant Charte Nationale de l'Environnement et du Développement Durable publiée, et qui traduit la détermination de notre pays à inscrire ses efforts de développement économique, social, culturel et environnemental dans une perspective durable ;
- Le Programme National des Déchets Ménagers et Assimilés (PNDM) qui vise à l'horizon de 2020, la création des décharges contrôlées des déchets ménagers et assimilés au profit de tous les centres urbains et la réhabilitation de toutes les décharges spontanées existantes et leur fermeture (M.A.T.E.E., 2010) ;
- La loi n°11-03 relative à la protection et à la mise en valeur de l'environnement promulguée en 2003 ;
- La loi n°28-00 relative à la gestion des déchets et à leur élimination promulguée en 2006 ;

- La loi n° 36-15 relative à l'eau promulguée en 2015 ;
- La loi n°13-03 relative à la lutte contre la pollution de l'air promulguée en 2003 ;
- La loi n°12-03 relative aux études d'impact sur l'environnement promulguée en 2003 ;
- La loi n° 22-10 relative à l'utilisation des sacs et sachets en plastiques dégradables ou biodégradables promulguée en 2010.

En plus de ces lois, d'autres textes constituant le socle réglementaire sont définis :

- Décret n° 2-17-655 du 25 jourmada Akhira 1439 (14 mars 2018) portant création d'un comité stratégique du développement durable.
- Décret n° 2-17-690 du 10 Rabii Al-Akhir 1439 (29 Décembre 2017) concernant les agences des bassins hydrauliques.
- Décret n° 2.16.174 du 4 Avril 2016 pris pour l'application de certaines dispositions de la loi n° 77-15 portant interdiction de la fabrication, de l'importation, de l'exportation, de la commercialisation et de l'utilisation de sacs en matières plastiques.
- Dahir n° 1-15-148 du 25 Safar 1437 (7 Décembre 2015) portant promulgation la loi n° 77-15 portant sur l'interdiction de la fabrication, l'importation, l'exportation, la commercialisation et l'utilisation des sacs en plastique.
- Décret n° 2-14-85 du 28 rabii I 1436 (20 janvier 2015) relatif à la gestion des déchets dangereux.
- Décret n° 2-14-782 du 30 reheb 1436 (19 mai 2015) relatif à l'organisation et aux modalités de fonctionnement de la police de l'environnement.
- Arrêté du ministre chargée de l'environnement déléguée auprès du ministre de l'énergie, des mines, de l'eau et de l'environnement n° 2850.15 du 24 Chaoual 1436 (10 Août 2015) pour la détermination des spécifications particulières concernant la collecte et la valorisation des batteries usagées.
- Dahir n° 1-14-09 du 4 jourmada 1 1435 (6 mars 2014) portant promulgation de la loi cadre n° 99-12 portant charte nationale de l'environnement et du développement durable.
- Arrêté conjoint du ministre de l'intérieur, du ministre de l'énergie, des mines, de l'eau et de l'environnement, du ministre de l'industrie, du commerce et des nouvelles technologies et du ministre de l'artisanat n° 2943-13 du 1er hija 1434 (7 octobre 2013) fixant les rendements des dispositifs d'épuration des eaux usées.
- Arrêté conjoint du ministre de l'intérieur et du secrétaire d'Etat auprès du ministre de l'énergie, des mines, de l'eau et de l'environnement, chargé de l'eau et de

l'environnement n° 2817-10 du 15 jourmada I 1432 (19 avril 2011) relatif aux critères d'élaboration du plan directeur préfectoral ou provincial de gestion des déchets ménagers et assimilés.

- Dahir n° 1-11-37 du 29 jourmada II 1432 (2 juin 2011) portant promulgation de la loi n° 30 - 05 relative au transport par route de marchandises dangereuses.
- Arrêté n° 2817-10 du 19 Avril 2011 sur les critères pour la mise en place du plan directeur préfectoral ou provincial pour la gestion des déchets ménagers et assimilés ;
- Arrêté n° 3167-11 du 4 Novembre 2011 sur l'application de l'Article 2 du Décret 2-11-98 du 17 Juin 2011 sur l'application de la Loi 22-10 concernant l'usage de sacs et sachets en plastique dégradé ou biodégradable.
- Décret n° 2-11-98 du 17 Juin 2011 sur l'application de la loi 22-10 sur l'usage de sacs et sachets en plastique dégradé ou biodégradable ;
- Décret n° 2-08-243 du 17 Mars 2010 instituant la commission des polychlorobiphényles (PCB) ;
- Décret n° 2-09-538 du 22 Mars 2010 fixant les modalités d'élaboration du plan directeur national de gestion des déchets dangereux ;
- Décret n° 2-09-285 du 6 Juillet 2010 fixant les modalités d'élaboration du plan directeur préfectoral ou provincial de gestion des déchets ménagers et assimilés et la procédure d'organisation de l'enquête publique afférente à ce plan ;
- Décret n° 2-09-683 du 6 Juillet 2010 fixant les modalités d'élaboration du plan directeur régional de gestion des déchets industriels, médicaux et pharmaceutiques non dangereux, des déchets ultimes, agricoles et inertes et la procédure d'organisation de l'enquête publique afférente à ce plan ;
- Décret n° 2-09-285 du 23 rejeb 1431 (6 juillet 2010) fixant les modalités d'élaboration du plan directeur préfectoral ou provincial de gestion des déchets ménagers et assimilés et la procédure d'organisation de l'enquête publique afférente à ce plan.
- Dahir n° 1-10-145 portant promulgation de la loi no 22-10 relative à l'utilisation des sacs et sachets en plastiques dégradables ou biodégradables, BO n ° 5862 du 5 Août 2010 ;
- Décret n° 2-09-139 du 21 Mai 2009 relatif à la gestion des déchets médicaux et pharmaceutiques ;
- Décret n° 2-09-284 du 8 Décembre 2009 fixant les procédures administratives et les prescriptions techniques relatives aux décharges contrôlées ;

- Décret n° 2-09-139 du 25 jourmada I 1430 (21 mai 2009) relatif à la gestion des déchets médicaux et pharmaceutiques.
- Arrêté du ministre de l'industrie, du commerce et des nouvelles technologies n° 2467-09 du 5 chaoual 1430 (25 septembre 2009) rendant d'application obligatoire une norme marocaine.
- Décret n° 2-09-284 du 20 hija 1430 (8 décembre 2009) fixant les procédures administratives et les prescriptions techniques relatives aux décharges contrôlées.
- Décret n° 2-07-253 du 18 Juillet 2008 portant classification des déchets et fixant la liste des déchets dangereux ;
- Décret n° 2-07-253 du 14 rejeb 1429 (18 juillet 2008) portant classification des déchets et fixant la liste des déchets dangereux.
- Dahir n° 1-06-153 du 22 Novembre 2006 portant promulgation de la loi no 28-00 relative à la gestion des déchets et à leur élimination ;
- Arrêté du ministre de l'aménagement du territoire, de l'eau et de l'environnement n° 2279-05 du 24 rabii II 1427 (22 mai 2006) portant application du décret n° 2-79-152 du 6 hija 1400 (16 octobre 1980) portant création du Prix Hassan II pour l'environnement.
- Arrêté conjoint du ministre de l'intérieur, du ministre de l'aménagement du territoire, de l'eau et de l'environnement, du ministre des finances et de la privatisation, du ministre de l'industrie, du commerce et de la mise à niveau de l'économie, du minis mines et du ministre du tourisme, de l'artisanat et de l'économie sociale n° 1180-06 du 15 jourmada I 1427 (12 juin 2006) fixant les taux de redevance applicables aux déversements des eaux usées et définissant l'unité de pollution.
- Décret n° 2-04-553 des 24.01.2005 relatifs aux déversements, écoulements, rejets, dépôts directs ou indirects dans les eaux superficielles ou souterraines ;
- Dahir n° 1-03-61 du 10 rabii I 1424 (12 mai 2003) portant promulgation de la loi n° 13-03 relative à la lutte contre la pollution de l'air.

A.3.2.2. Cadre institutionnel

• Etat des lieux

La gestion des déchets au Maroc est caractérisée par l'intervention de différents acteurs. Les principaux organismes institutionnels intervenant dans le domaine des déchets solides sont :

- Le Ministère de l'Aménagement du Territoire, National de l'Urbanisme, de l'Habitat et de la politique de la ville qui s'occupe, à l'échelle nationale, des affaires de protection de l'environnement et aussi de la gestion des déchets.
- Le Ministère de l'Intérieur qui contrôle les budgets et les investissements des communes en dépit de leur autonomie en matière de gestion des déchets ménagers.
- Le Ministère de la Santé qui, en raison de son autorité compétente pour la gestion des hôpitaux et des centres de soins, est donc responsable de la gestion des déchets produits par ces établissements.
- Le Ministère de l'Agriculture, de la Pêche Maritime, du Développement Rural et des Eaux et Forêts, qui intervient dans la recherche des sites de décharges, principalement dans les régions forestières.
- Ministère de l'équipement, du transport, de la Logistique et de l'Eau qui intervient dans le choix des sites de décharges en raison de son autorité compétente en matière de ressources en eau.
- Ministère de l'Industrie, du Commerce, de l'Investissement et de l'Economie Numérique qui a un rôle de conseil pour l'élimination des déchets émanant des activités commerciales et industrielles et la mise en place de filières de valorisation.
- Secrétariat d'Etat auprès du Ministre de l'énergie, des mines et du développement durable, chargée du développement durable, dont le département de l'Environnement est un département de mission et non de gestion qui s'occupant principalement de la coordination, de la collecte des données, des études, de l'élaboration des lois, réglementation, etc.

Il est à noter par ailleurs que la situation actuelle du secteur des déchets pourrait être résumée comme suit :

- Absence de structures régionales de gestion des déchets.
- Absence d'une cellule autonome chargée de la gestion des déchets au sein de la plupart des communes.
- Récupération informelle des déchets.
- Absence d'une structure, au sein des établissements de soins, chargée de la gestion des déchets médicaux.

En matière de renforcement institutionnel, la Charte Communale promulguée en 2002, prévoit la création et la gestion de services publics communaux de « collecte, transport, mise en décharge publique et traitement des ordures ménagères et déchets assimilés ». Cette charte

décide également des modes de gestion de ces services par voie de régie directe ou autonome, de concession ou de toute autre forme de gestion déléguée des services publics.

Par ailleurs, cette nouvelle Charte Communale prévoit de « réunifier » les grandes villes et de les doter d'un seul pouvoir de gestion municipale à même de mobiliser et de redéployer les moyens épars (Mountdar & Assobhei., 2007).

En outre, ce renforcement institutionnel vise également :

- Le renforcement du respect des normes en matière d'hygiène.
- L'institutionnalisation du secteur de récupération.
- Le renforcement du rôle des communes dans la prise de décision en matière de gestion des déchets.
- La création d'une unité au niveau de la région pour veiller sur l'amélioration et l'optimisation du secteur des déchets.
- Mise en place, par les communes, d'un cadre incitatif destiné au personnel de propreté.
- Création d'associations professionnelles pour les petites et moyennes entreprises au niveau régional.
- Création d'une cellule responsable de la gestion des déchets au sein des établissements de soins et des unités industrielles.

A.3.3. Caractérisation des déchets ménagers

Les déchets sont un mélange hétérogène de matériaux ayant des propriétés physiques et chimiques très différentes. La composition des déchets dépend de multiples facteurs tels que la saison, le mode et le niveau de vie, la situation géographique, le milieu urbain ou rural, l'économie régionale et la politique locale.

Les caractéristiques des déchets ménagers au Maroc sont présentées dans le tableau I.

Tableau I : Comparaison « indicative » de la composition des déchets solides municipaux au Maroc par rapport à celle de la Tunisie, de la France et des USA (Souidi et *al.*, 2008).

	Maroc	Tunisie	France	USA
Composition	Paramètres (%)			
Fraction organique fermentescible	60 – 80	68	30	15 - 20
Humidité	60 - 75	-	35	30
Papier	7 -10	11	30	20
Bois	7	-	-	2
Plastique et Caoutchouc	4 – 7	7	15	10
Textile	3	3	2	2
Cuir et peau	0,3	-	-	1
Métal	1,0	4	6	10
Verre et Céramique	1,5	2	12	10
Cendres	10,5	-	-	-

A.3.4. Impacts des déchets sur l'environnement et la santé

Les déchets solides génèrent de nombreux impacts négatifs sur l'environnement et la santé :

- Dégradation de l'esthétique des villes à cause de l'envol des papiers et des emballages plastiques contenus dans les déchets stockés dans les décharges non contrôlées ;
- Risque d'incendies : les déchets sont souvent facilement inflammables, ils peuvent s'enflammer par combustion spontanée, quand ils sont mis en tas sans précaution, avec production de fumées malodorantes ;
- Prolifération des rongeurs et des insectes : les déchets, avant fermentation, constituent la nourriture principale des rats agents vecteurs de graves maladies : (peste, fièvre, leptospirose, rage etc.). Ils sont aussi des pôles d'attraction pour les mouches et autres insectes, vecteurs passifs de germes et de virus ;
- Apparition de diverses anomalies congénitales, cancers (estomac, vessie, poumons), des cas de leucémies et effets sur la reproduction (Glandier., 2002) chez les personnes résidant près des sites de décharge d'ordures ménagères (Vrijheid., 2000 ; Vrijheid et al., 2002).
- Emanation de gaz toxiques (méthane, hydrogène sulfureux, etc.), d'odeurs nauséabondes et de germes qui prolifèrent dans les poussières d'ordures ;
- Formation des lixiviats qui constituent une menace pour les eaux superficielles et souterraines (Smahi et al., 2013 ; Idlahcen et al., 2014 ; Fekri et al., 2012) ;
- La contamination des sols par le lixiviat.

A.4. Généralités sur les lixiviats

A.4.1. Lixiviation des déchets

Les lixiviats appelés aussi lessivat, percolâts ou « jus de décharge » (Figure1) sont dus à la présence d'humidité dans les déchets au moment de leur enfouissement (El-Fadel., 1997), ou se produisent lors de la percolation des eaux de pluie à travers la masse des déchets.

Ils sont produits lorsque la teneur en humidité dépasse la valeur minimale de rétention définie comme étant la teneur en dessous de laquelle l'eau peut être retenue dans un milieu poreux sans produire de percolât (El-Fadel et al., 2002). Les eaux s'écoulent en traversant la masse de déchets avec une vitesse dépendant de la porosité, de la perméabilité et de l'épaisseur du milieu et mettent en œuvre des mécanismes chimiques de solubilisation, de complexation, d'oxydoréduction, de neutralisation et de transfert de matière. Ces eaux vont se charger en substances polluantes telles que la matière organique soluble résultant de l'activité

biologique de la décharge, des constituants inorganiques comme les métaux lourds et des germes qui peuvent être dangereux pour la santé et l'environnement.

Bilan des apports dans la genèse des lixiviats

Schéma conceptuel des apports d'eau :

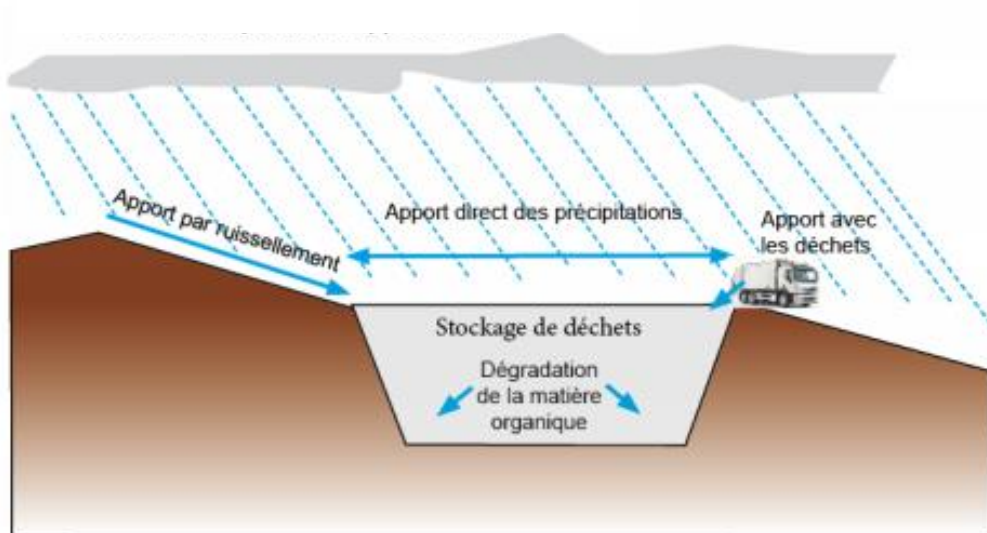


Schéma conceptuel des départs d'eau

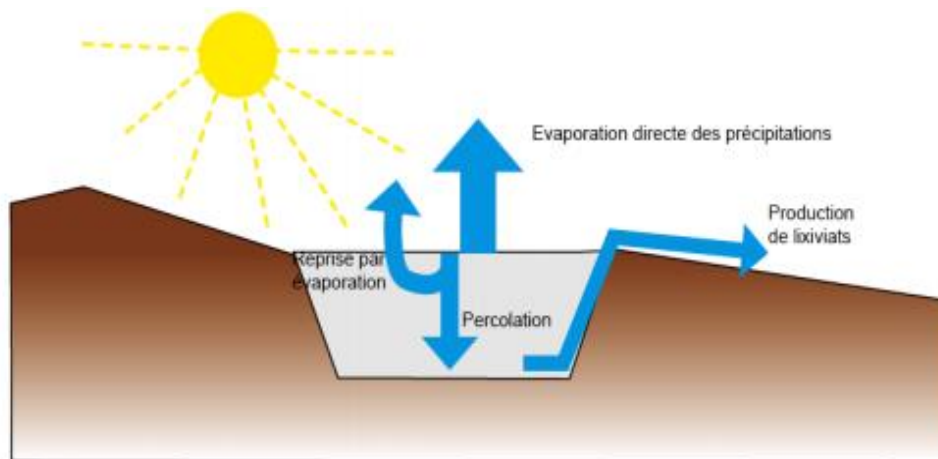


Figure 1: Schéma du bilan de l'eau dans la genèse des lixiviats.

En effet, pendant les saisons sèches, les déchets, dans les décharges, sont exposés à des températures relativement élevées ce qui conduit à l'évaporation d'une partie importante du lixiviat et à la libération des biogaz (CH_4 , CO_2). Ces derniers sont considérés comme des gaz à effet de serre qui favorisent le réchauffement climatique.

Lors des périodes humides caractérisées par un niveau important de précipitations, le lixiviat peut atteindre les nappes et contaminer les eaux souterraines par des polluants organiques, minéraux et métalliques, au même titre que les germes toxiques, ce qui favorise par ricochet l'installation d'un risque aussi bien sanitaire pour les populations qu'écotoxicologique pour les ressources naturelles de la région.

D'après Lefebvre., (1998), l'humidité des déchets a plusieurs rôles :

- Elle permet l'hydrolyse de la matière lignocellulosique, principal constituant des déchets organiques ;
- Elle est un vecteur de colonisation bactérienne de la surface externe et de la macroporosité des particules solides, et un vecteur de diffusion des enzymes hydrolytiques, des nutriments, des métabolites extracellulaires, et de l'oxygène.

Le processus de formation des lixiviats dépend de plusieurs facteurs :

- Facteurs climatiques et hydrogéologiques : les pluies, la neige, l'intrusion des eaux souterraines ;
- Qualité des déchets : l'âge, la perméabilité, la teneur initiale en humidité, la taille des particules... ;
- Exploitation et la gestion du site : compactage, végétation, couverture, recirculation, irrigation... ;
- Mécanismes internes : décomposition des composés organiques, formation de biogaz et de la chaleur.

La quantité de lixiviats est spécifique au site et dépend de la disponibilité de l'eau et des conditions météorologiques ainsi que des caractéristiques des déchets, de la surface d'enfouissement et du sol sous-jacent (El-Fadel et *al.*, 1979 ; Williams., 2005 ; Singh et *al.*, 2008).

A.4.2. Processus biologiques

Dans une décharge, deux métabolismes aérobie et anaérobie se produisent successivement. En effet, dès la mise en décharges des déchets, l'oxygène piégé initialement dans l'espace des pores et celui qui diffuse ensuite dans les couches supérieures assure l'activité de micro-organismes aérobie. La fermentation des déchets devient, ensuite, anaérobie après épuisement de l'oxygène en raison de sa consommation par les micro-

organismes aérobies ou suite au recouvrement des sites empêchant la diffusion de l'oxygène (Aran C., 2001).

A.4.2.1. Phase aérobie (Décomposition aérobie)

La phase aérobie est donc la première étape importante dans la dégradation de la matière organique. En effet, au moment de la mise en place des déchets, l'oxygène présent est consommé (décomposition aérobie). L'activité des bactéries aérobies strictes permet la dégradation de la matière organique facilement dégradable et oxydable. Un pourcentage de la matière organique biodégradable variant de 5 à 15% est consommée (Aguilar et *al.*, 1999). Ces réactions sont fortement exothermiques : elles peuvent générer de 380 à près de 460 kJ par mole d'oxygène consommée (Pirt., 1978 ; Emberton., 1986 ; Lanini., 1998). C'est en effet durant cette période (de quelques jours à quelques semaines) que de fortes montées en température (entre 50 et 70°C) sont observées dans un massif de déchets et que s'établissent les profils thermiques mesurés sur site (Lanini., 1998 ; Aguilar-Juarez., 2000). Durant la phase aérobie il y a également production d'eau et de dioxyde de carbone.

A.4.2.2. Phase anaérobie

La phase anaérobie est beaucoup plus complexe et dépend de beaucoup de paramètres opératoires. Elle s'effectue en quatre phases : l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse, et la méthanogénèse (Eleazer et *al.*, 1997 ; Heyer., 1999 ; Garcia et *al.*, 2000). Le processus biologique se fait en grande partie par voie anaérobie se produisant en plusieurs étapes (Figure 2). Il conduit à la formation du biogaz et des lixiviats (Bozkurt et *al.*, 2000 ; Kjeldsen et *al.*, 2002). Ces étapes se présentent comme suit :

- Etape I : hydrolyse ;
- Etape II : acidogénèse
- Etape III : acétogénèse ;
- Etape IV : méthanogénèse.

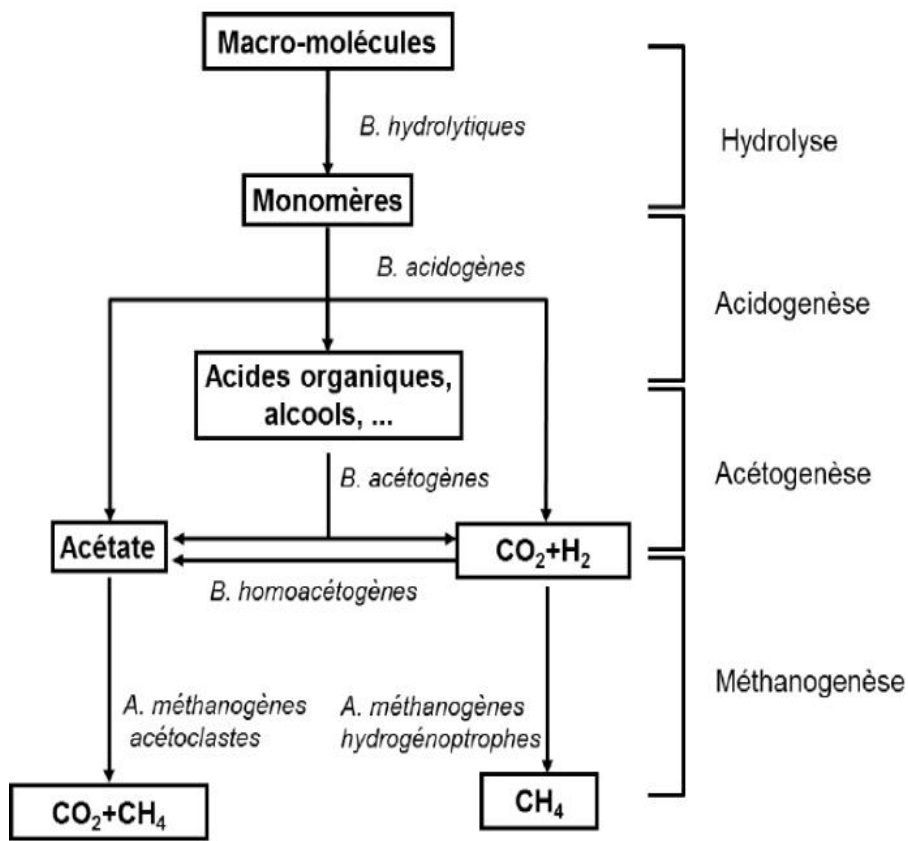
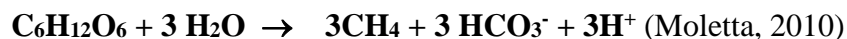


Figure 2: Dégradation anaérobie de la matière organique.

La réaction totale peut s'écrire ainsi :



a) Phase d'hydrolyse

C'est la première étape de la décomposition des déchets en absence d'oxygène. La matière organique complexe et de haut poids moléculaire y est attaquée par un premier groupe de bactéries dites hydrolytiques qui cassent et hydraulisent les molécules organiques constituées de longues chaînes en monomères, tel que les acides aminés, les acides gras, les sucres, ...etc. cette étape se caractérise par une chute du potentiel redox (le milieu devient réducteur) et une augmentation de la DCO (Chen et *al.*, 1996) et dure de quelques jours à quelques semaines.

b) Phase acidogénèse

Au cours de cette étape, les molécules organiques de petites tailles, obtenues après la phase d'hydrolyse vont être bioconvertis par des bactéries acidifiantes (bactéries fermentatives). Cette phase est génératrice d'acides principalement des acides gras volatils

(AGV) possédant au maximum 5 atomes de carbone comme les acides acétique, propionique, butyrique et valérique ou en alcools inférieurs (éthanol, propanol, ...etc.) en faible quantité, ainsi qu'en ammoniacque, acétate et un mélange gazeux (CO₂ et H₂). La production des AGV au cours de cette phase peut être inhibée par les métaux lourds.

Les sucres et les acides aminés sont convertis principalement en formate (HCOOH), acétate (CH₃COOH), dioxyde de carbone et dihydrogène. La dégradation du glucose en acétate, par exemple, est illustrée par la réaction suivante (Batstone et *al.*, 2002) :



La durée de l'acidogénèse est généralement de 2 à 3 ans (Kruempelback & Ehrig., 1999) ne dépassant aucunement 5 ans. (Pavlostathis et *al.*, 1999 a et b ; Batstone et *al.*, 2002).

c) Phase acétogénèse

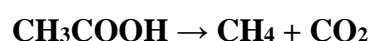
Cette étape peut s'étendre sur plusieurs années, voire plusieurs décennies. Elle se caractérise par la présence de bactéries dites « acétogènes » qui transforment les différents composés issus des phases précédentes en précurseurs directs du méthane (Acétate, l'hydrogène et le gaz carbonique) (Moletta, 2015). Les lixiviats produits durant cette période possèdent de fortes valeurs de DBO et un pH acide. Ces conditions agressives facilitent la dissolution d'autres composés tels que le fer, le manganèse, le zinc, le calcium et le magnésium (Wu et *al.*, 2011).

d) Phase méthanogénèse

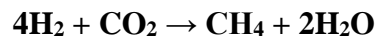
La méthanogénèse est assurée par les bactéries méthanogènes qui sont des bactéries anaérobies strictes très particulières du point de vue structurel et physiologique, et qui font partie de la classe des Archaeobactéries (Woese et *al.*, 1987). Au cours de cette étape, les produits de l'acétogénèse (essentiellement acétate, formate, dioxyde de carbone et hydrogène) sont transformés en méthane. Deux types de réactions peuvent être distingués : la transformation du dioxyde de carbone et de l'hydrogène, et celle de l'acétate et l'hydrogène (Moletta, 2015). Cette étape caractérisée par une diminution rapide en acide acétique (substrat principal de la méthanogénèse) conduisant à une augmentation de pH (Ross et *al.*, 1990).

Les deux voies de production du méthane les prédominantes sont (Batstone et *al.*, 2002) :

- L'acétoclastie, à partir de l'acétate selon la réaction :



- La réduction du dioxyde de carbone par l'hydrogène selon la réaction :



La phase de méthanogenèse se termine par la maturation et la stabilisation de la matière organique. Elle s'accompagne d'une chute de la production gazeuse et d'une entrée progressive d'air au sein du milieu. La matière organique libérée est en grande partie représentée par la DCO totale. L'oxydation par l'air au sein du massif peut entraîner le relargage des métaux lourds fortement retenus par les composés organiques ou les espèces réduites (sulfures) (Trabelsi., 2011).

A.4.3. Composition des lixiviats

La composition des lixiviats est très variable d'un site à un autre en raison de la multiplicité des paramètres entrant en jeu (Pohland *et al.*, 1983, Statom *et al.*, 2004 ; Heyer & Stegmann., 2005 ; Renou *et al.*, 2008a ; Lekehal., *et al* 2016) :

- Les conditions climatiques (précipitations, température), ;
- La quantité d'eau reçues et de lixiviats produits ;
- L'âge des déchets et leur stade de dégradation,
- La nature et composition des déchets (taux d'humidité, structure : granulométrie-densité-porosité, température et acidité)
- Le mode d'exploitation (prétraitement, compactage procédure d'enfouissement, sécurisation du casier, couverture finale),
- La configuration du site (géologie, topographie),
- Les combinaisons de processus physiques, chimiques et microbiologiques opérant au sein du massif au cours de la dégradation.

Par conséquent, les proportions des divers polluants diffèrent énormément d'un lixiviat à un autre comme l'illustrent les valeurs limites caractérisant des lixiviats d'ordures ménagères (Tableau II).

Tableau II : Caractéristiques des lixiviats d'ordures ménagères (Christensen et *al.*, 1996).

	Paramètres	Valeurs limites
Paramètres globaux	pH	4,5 – 9
	Conductivité	2500 - 25000 μ S/cm
	COT	30 - 27700 mg C/L
	DBO ₅	20 - 57000 mg O ₂ /L
	DCO	140 - 90000 mg O ₂ /L
	NTK	14 - 2500 mg N/L
Principaux ions (mg/L)	Ammonium	50 – 1800
	Calcium	10 – 7200
	Fer	1-5
	Manganèse	0,03 – 1400
	Potassium	50 – 3700
	Sodium	70 – 7700
	Carbonate	610 – 7320
	Chlorure	150 – 4500
	Sulfate	8-7750

En dépit de sa complexité, quatre familles de polluants caractérisent le lixiviat (Christensen et *al.*, 2001) :

- La matière organique dissoute ou en suspension, issue de la biomasse (les AGV, les substances humiques et fulviques) ;
- Les micropolluants organiques (hydrocarbures, composés aromatiques...) ;
- Les composés minéraux majeurs (Ca, Mg, Na, K, NH₄, Cl, ...) ainsi que d'autres composés ;
- Les métaux lourds à l'état de traces, sous forme majoritairement complexée par des ligands minéraux ou organiques.

De plus, certains micro-organismes pathogènes peuvent être aussi présents dans les lixiviats (Sillet et *al.*, 2001).

- **La matière organique**

Les lixiviats sont formés principalement de plusieurs types de composés organiques dont la nature est très difficile à connaître d'une manière précise et exhaustive. On peut en citer :

- a- **Acides gras** : Ils se répartissent en grandes familles selon le nombre de double liaisons éthyléniques qu'ils possèdent : les acides ramifiés ou non, monoinsaturés et polyinsaturés ;
- b- **Composés lignocellulosiques (cellulose, hémicelluloses et lignine)** : Ils sont principalement issus d'à peu près 12% de déchets verts (bois, herbe, feuilles) et 25% de papiers, cartons et journaux entreposés (ADEME., 2000) ;
- c- **Composés associés aux matières plastiques** : Ils constituent environ 11 % (poids humide) des déchets ménagers (ADEME., 2000). Cependant, l'appauvrissement en substrats et le lessivage permanent des déchets permettent la libération de certains constituants de ces matières (plastifiants et stabilisants) qui seront captés par les lixiviats comme les phtalates, le bisphénol, etc.
- d- **Les phénols** : Ils sont principalement utilisés en tant qu'additifs dans l'industrie des matières plastiques (résines phénoliques, bisphénol A...) pour la fabrication de plastifiants, d'adhésifs, de durcisseurs, de dissolvants et d'isolants. Ils sont également utilisés dans une moindre mesure dans les cosmétiques et les médicaments. Les phénols ont été identifiés dans plusieurs lixiviats. (Öman et al., 1993; Reitzel et al., 2002 ; Baun al., 2004).
- e- **Les pesticides** : Ils sont utilisés en quantité considérable depuis plus d'un demi-siècle par l'agriculture intensive. On retrouve des résidus de pesticides partout même dans les lixiviats comme le lindane, le bentazone, le 2,6-dichlorobenzamide, l'atrazine (Öman et al., 1993).

Afin de constituer une idée globale sur ces nombreuses espèces organiques, certains auteurs Chian et al., (1977) et Millot., (1986) ont proposé un classement selon un ordre croissant de leur stabilité au cours de l'évolution de la décharge (Figure 3).

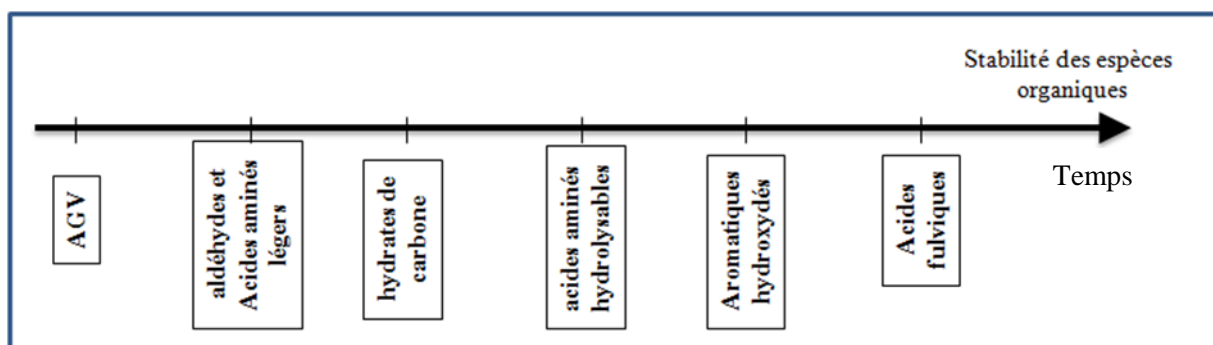


Figure 3: Stabilité des espèces organiques au cours de l'évolution de la décharge.

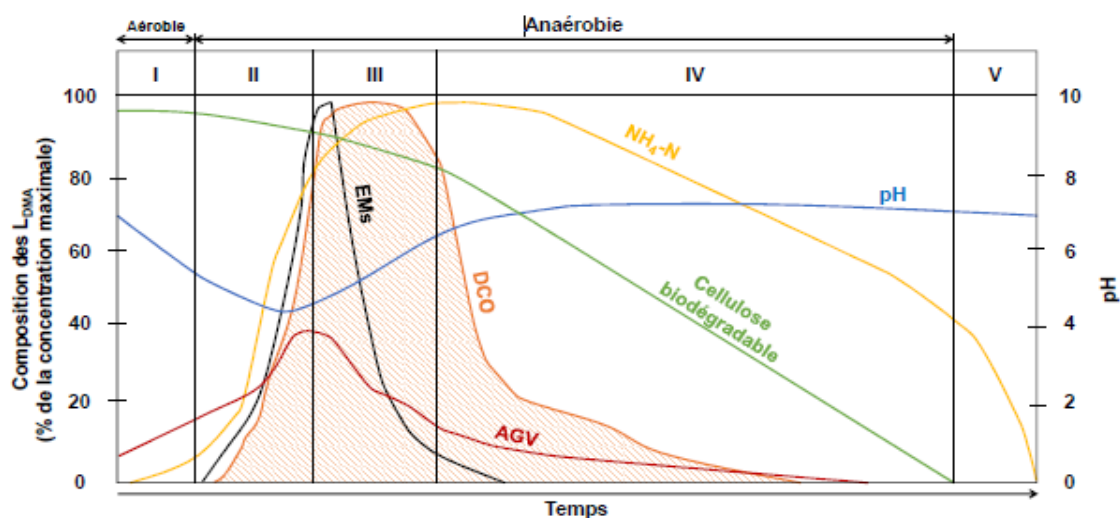


Figure 4 : Evolution de la composition de lixiviat des déchets ménagers et assimilés au cours des différentes phases de dégradation (Williams, 1998)

La composition des lixiviats traduit l'état des déchets à un certain moment de leur dégradation. Les lixiviats jeunes sont riches en AGV ou en petites molécules biodégradables. Au cours du cycle de vie de la décharge, ils s'en appauvrissent et s'enrichissent en macromolécules (acides fulviques et humiques) difficilement biodégradables. En étudiant plusieurs sites, certains auteurs Alvarez-Vazquez et *al.*, (2004) ; Renou et *al.*, (2008b) ; et Li et *al.*, (2010) ont défini les fourchettes de fluctuations de la composition physico-chimique des lixiviats d'ordures ménagères (Tableau III et Figure 4). D'après ces données, on constate que la partie organique est liée à l'âge des déchets.

Tableau III : Comparaison des lixiviats selon l'âge des déchets (Alvarez-Vazquez et *al.*, 2004 ; Renou et *al.*, 2008b ; Li et *al.*, 2010).

	Lixiviats jeunes	Lixiviats intermédiaires	Lixiviats stabilisés
Age	< 5 ans	Entre 5 et 10 ans	> 10 ans
pH	< 6,5	Entre 6,5 et 7,5	> 7,5
DCO (mgO₂. L⁻¹)	> 10 000	4 000-10 000	< 4 000
DBO₅/DCO (Biodégradabilité)	0,5-1 Bonne	0,1 à 0,5 Assez faible	< 0,1 Très faible
Composés organiques	80 % AGV	5-30 % AGV+AH+AF	AH + AF
COT/DCO	< 0,3	0,3-0,5	> 0,5

AGV : acides gras volatils ; AH : acides humiques ; AF : acides fulviques ;

- **La matière inorganique (minéraux et métaux lourds)**

La fraction minérale résulte de la minéralisation de la matière organique et du lessivage des sels solubles contenus dans les déchets, issus du substratum de la décharge. Ils proviennent des activités ménagères et industrielles (Déchets électroniques, déchets de peinture, des batteries usagées, etc.) (Adeolu et *al.*, 2011).

La fraction minérale est principalement constituée de chlorures (Cl^-), sulfate (SO_4^{2-}), bicarbonates, sodium (Na^+), potassium (K^+) et d'ammonium (NH_4^+) (Trabelsi, 2011), ainsi que de : calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), fer (Fe^{2+}), manganèse (Mn^{2+}), Cadmium (Cd^{2+}), Chrome (Cr^{3+}), cuivre (Cu^{2+}), plomb (Pb^{2+}), nickel (Ni^{2+}), zinc (Zn^{2+}) et hydrogénocarbonate (HCO_3^-) (Kjeldsen et *al.*, 2002). D'autres composés peuvent être présents dans les lixiviats en faibles concentrations : borate, sulfure, arséniate, sélénate, baryum, lithium, mercure et le cobalt (Kjeldsen et *al.*, 2002 ; Agamuthu., 2010).

Les deux éléments plomb et zinc sont les fractions métalliques les plus lessivables dans une décharge, alors que le nickel, l'arsenic, le cuivre et le chrome sont plus difficiles à extraire des déchets (Assmuth., 1992). Les différences de mobilité de divers métaux lourds sont causées, par exemple, par :

- La solubilité des sulfures, hydroxydes ou autres co-précipités,
- La composition minéralogique du milieu et les tendances spécifiques de sorption et d'échange ionique,
- Les degrés et modes de complexation de ces métaux lourds (DOE., 1978, Young et *al.*, 1984, Gould et *al.*, 1990, Peiffer et *al.*, 1990, Pohland et *al.*, 1993).
- La matière colloïdale existante dans les lixiviats (Gounaris., 1993 ; Christensen., 1996).

La concentration de métaux lourds dans les lixiviats des sites d'enfouissement est un paramètre important dans le choix d'une méthode de traitement des lixiviats (Tolaymat., 2004). La présence de fortes concentrations de métaux lourds retardera la stabilité du processus de dégradation des déchets solides (Pohland & Harper., 1986).

- **Les populations microbiennes**

Divers microorganismes pathogènes peuvent se retrouver dans le lixiviat vu la nature même des matières résiduelles enfouies (Déchets domestiques d'origine humaine, mouchoirs en papier, couches, résidus de nourriture) (Rusin P et *el.*, 2000, Flores-Tena F.J. 2007), et de la présence de vermine (fientes de goélands). Ces microorganismes sont essentiellement des bactéries pathogènes. La survie des bactéries fécales dans les déchets solides municipaux peut

être favorisée par une humidité constante ainsi que par des niveaux élevés de matière organique qui induisent une croissance bactérienne (Grisey et *al.*, 2010).

Les bactéries et virus susceptibles d'être retrouvés sont les salmonelles, les shigelles, *Escherichia coli*, polyvirus, virus de l'hépatite A, etc. La prolifération des microorganismes dans le lixiviat dépend de la vitesse d'écoulement des eaux, le pH, la température, l'oxygène, etc. La consommation ou le contact avec une eau infectée par des micro-organismes pathogènes ou des substances chimiques sont capables de générer de graves problèmes de santé. Par conséquent, les eaux de lixiviation doivent être désinfectées au préalable avant rejet dans le milieu. Dans le tableau IV les principales maladies transmissibles par la consommation d'eau contaminée sont présentées.

Tableau IV : Maladies transmissibles par la consommation d'eau contaminée.

Maladie ou agent de contamination	Période d'incubation	Symptômes
Bactéries		
Shigellose (<i>Shigella sp.</i>)	1-7 jours	Maladie aiguë du côlon et de l'intestin grêle. Diarrhée, fièvre, vomissements, sang dans les selles à l'occasion.
Salmonellose (<i>Salmonella spp.</i> Exception de <i>S.typhi</i> , <i>S.choleraesuis</i> , <i>S.paratyphi</i>)	6-72 heures	Gastro-entérite aiguë débutant subitement par des céphalées. Diarrhée, nausées, douleurs abdominales, vomissements, fièvre.
Fièvre typhoïde (<i>Salmonella tiphimurium</i>)	1-3 jours	Douleurs abdominales, fièvre, frissons, diarrhée ou constipation, hémorragie ou perforation intestinale.
Entéroxygénique (<i>E. coli</i>)	12-72 heures	Diarrhée, fièvre, crampes abdominales, vomissements. Symptôme durant habituellement cinq jours.
<i>Campylobacter fetus ssp. Jejuni</i>	1-7 jours	Diarrhée, crampes abdominales, céphalées, fièvre, vomissements, sang dans les selles Occasionnellement. Peut causer des infections généralisées chez les hôtes immunodéprimés. Entraîne l'avortement et la stérilité chez le bétail.
Virus		
Hépatite A	15-45 jours	Fièvre, malaises, anorexie, nausées, jaunisse.
« Norwalk-like »	12-48 heures	Vomissements, crampes abdominales, céphalées, fièvre.
<i>Yersinia enterocolitica</i>	1-7 jours	Douleurs abdominales supposant une appendicite aiguë, fièvre, céphalées, malaises, diarrhée, vomissements.

A.5. Evaluation du risque éco toxicologique du lixiviat

En raison de la grande diversité et variabilité des activités anthropiques, plus de 100000 de molécules chimiques sont produites et/ou utilisées par l'Homme (Depledge & Galloway., 2005), rendant leur identification et quantification d'autant plus difficiles. Ces polluants chimiques émis dans l'environnement se retrouvent rapidement, dans le milieu naturel, sous de nombreuses formes : dissouts dans l'eau, adsorbés sur des matières en suspensions ou sur les sédiments du milieu, accumulés par les organismes vivants du milieu... (Burton., 1992 ; Xuereb., 2009). Les effets de ces polluants sur l'environnement se mesurent à court terme (pollution aigüe : pic des concentrations de polluants, forte mortalité...), mais également à long terme (pollution chronique : accumulation progressive dans les sédiments et le long du réseau trophique...).

La détermination du niveau de la pollution du milieu en se basant sur la chimie environnementale permet de mesurer la qualité chimique des rejets sans donner des informations importantes concernant sa qualité biologique (Banks & Schultz., 2005 ; Zaltauskaite et al., 2010). **L'écotoxicologie** complète parfaitement la chimie environnementale en permettant d'évaluer les effets des polluants via un diagnostic d'impacts environnementaux plus précis, en utilisant des bioindicateurs et des biomarqueurs.

A.5.1. Bioindicateurs

Un bio-indicateur, ou indicateur biologique est un organisme vivant. Cet organisme (végétal, animal ou microbiologique) est utilisé comme outil d'évaluation de la qualité de l'environnement : il renseigne sur certaines caractéristiques écologiques du milieu (physico-chimique, climatique, biologique, fonctionnelle...), sur la présence ou sous les effets de perturbations de l'environnement, comme les polluants chimiques (Anne., 2014).

Parmi les bio-indicateurs les plus souvent utilisés on notera :

- Pour les animaux : la moule *Mytilus galloprovincialis* Lamarck et *Mytilus Edulis* Lamarck, fréquemment utilisées dans plusieurs programmes de surveillance (Phillips & Rainbow., 1994 ; Haynes & Toohey., 1998 ; Amiard-Triquet et al., 1999 ; Rainbow et al., 2004).
- Pour les végétaux : en général des espèces agricoles comme l'orge (*Hordeum vulgare* L), la laitue (*Lactuca sativa*), le blé (*Triticum aestivum*), le soja (*Glycine max*) ;(OCDE,1984 ; Greene et al., 1989 ; Wang., 1991 ; Hawrot & Nowak., 2005 ; Kalaji & Loboda., 2007).

A.5.2. Biomarqueurs

Dans l'objectif de prévoir les premiers risques de pollution, les chercheurs se sont intéressés à l'utilisation de « **biomarqueurs** ». Un biomarqueur est défini par Lagadic et *al.*, (1997) comme étant « un changement observable et/ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental, qui révèle l'exposition présente ou passée d'un individu à au moins une substance chimique à caractère polluant ». L'avantage du biomarqueur dans le suivi de la qualité de l'environnement est l'évaluation de l'exposition des individus à des xénobiotiques (Amiard & Cosson., 1997 ; Bocquené et *al.*, 1997 ; Monod., 1997, Langston et *al.*, 1998).

Il existe différents types de marqueurs biologiques qui ont été classés selon la spécificité relative de leur réponse aux différents types de contaminants :

A.5.2.1. Biomarqueurs non spécifiques

Ce sont des indices de stress qui donnent une évaluation globale de l'état de santé des organismes sans indiquer le type de contaminant présent dans le milieu. Les protocoles de mesure de ces indicateurs sont généralement faciles à mettre en pratique. Nous citons le test de Stress on stress (Viarengo et *al.*, 1995), Scope for growth (Widdows et *al.*, 1995) Stabilité des membranes lysosomales (Alberts et *al.*, 1986 ; Regoli., 1992) et Peroxydation lipidique (Ribera., 1991).

A.5.2.2. Biomarqueurs spécifiques

Il s'agit de dispositifs de défense dont l'activité est rapidement induite par la présence d'un substrat particulier ou de composés possédant une conformation voisine. La mise en évidence de ces biomarqueurs donne une information relativement précise sur la nature du toxique qui les a induits, directement liée à l'état de stress observé chez l'individu comme c'est le cas en particulier de la métallothionéine et de l'EROD (éthoxyrésorufine-O-déséthylase), qui sont des systèmes de détoxification ou de dégradation et dont la teneur augmente en présence de contaminants dans le milieu (Cherian & Goyer., 1978 ; Lafontaine et *al.*, 2000).

A.5.3. Bio-essais

Les analyses physico-chimiques d'un milieu ne suffisent pas à définir la dangerosité éventuelle d'un polluant (Fent., 2004 ; Alvarenga et *al.*, 2007 ; Manzano et *al.*, 2014). L'évaluation de l'écotoxicité d'un polluant basée essentiellement sur la réalisation de tests biologiques, bio-tests ou bio-essais. Ces outils de mesure offrent une information plus détaillée des effets de la substance testée et complètent ainsi les analyses chimiques

préalablement réalisées. Ces tests sont très largement effectués en laboratoire et consistent en la mise en contact, plus ou moins long, d'un bioindicateur avec la substance étudiée.

A.6. Traitements des Lixiviats

Au regard de la complexité des lixiviats, il est difficile d'appliquer un traitement standard à n'importe quel type de rejet. Leur traitement nécessite une étude préliminaire pour déterminer leurs typologies. Ce qui permet d'identifier les procédés qui sont à même de réduire efficacement les différents agents polluants. En général, une station de traitement des lixiviats est composée de plusieurs ouvrages physico-chimiques et biologiques (Rautenbach & Mellis., 1994).

Conventionnellement, les procédés de traitement appliqués aux lixiviats sont de type biologique pour les effluents jeunes et biodégradables (lagunage, aération etc...) et physico-chimique pour les effluents vieux et peu ou pas biodégradables (coagulation-floculation, électrocoagulation, oxydation, précipitation, adsorption et filtration etc...) (Milot., 1986 ; Mac Bean et *al.*, 1995 ; ADEME., 1999).

A.6.1. Traitements biologiques

Grâce à sa fiabilité, sa simplicité et son meilleur rapport coût-efficacité, le traitement biologique est couramment utilisé pour l'élimination de la majeure partie des polluants jeune ou non stabilisé qui contient des concentrations élevées en DBO ($DBO_5/DCO > 0,5$) (Kargi et *al.*, 2003 ; Gálvez et *al.*, 2009). La biodégradation des composés organiques est effectuée par le biais de microorganismes épurateurs pour donner du dioxyde de carbone et des boues, dans les conditions aérobies, et du biogaz (un mélange composé principalement de CO_2 et CH_4) dans les conditions anaérobies (Lema et *al.*, 1988).

Les procédés biologiques se sont montrés moins efficaces pour le traitement de lixiviats âgés (c'est-à-dire plus stabilisés riches principalement en acides humiques et fulviques) (Amokrane et *al.*, 1997).

A.6.1.1. Traitement aérobie

Les traitements biologiques aérobies font appel aux microorganismes naturellement présents dans le milieu naturel pour dégrader les polluants présents. L'apport d'oxygène peut être naturel (Vent ou système de cascade) dans les installations de lagunage naturel ou artificiel (Turbine ou diffusion de microbulles) dans les stations d'épuration de type "boues activées". Les bactéries peuvent être libres (Boue activée, lagunage) (Mehmood et *al.*, 2009 ;

Bae *et al.*, 1999) ou fixées (lit bactérien, filtres plantés, filtres à sable, biofiltres) (Kornaros & Lyberatos., 2006).

Au Maroc, Ez zoubi *et al.*, (2010) ont réalisé des essais de traitement des lixiviats de la décharge de la ville de Fès par le procédé séquentiel discontinu (SBR). Ils ont obtenu des taux d'abattement de 98 % pour la DCO, de 99 % pour la DBO₅ et de 100 % pour les germes de la pollution fécale. Madinzi *et al.*, (2014) ont étudié le traitement des lixiviats de la décharge de la ville de Mohammedia par aération continu et discontinu dans un réacteur batch. Les essais ont permis une réduction importante de la turbidité de 90%. La DCO est éliminée avec un taux d'abattement de 48% et 52% respectivement pour l'aération continue et discontinue.

Bouaouine *et al.*, (2015) ont, pour leur part, procédé à une aération intensive des lixiviats de la décharge publique contrôlée de la ville de Fès. Après traitement du lixiviat, ils ont relevé des taux d'abattement de 98 % pour la turbidité, de 79% pour Cr, de 86% pour Zn, de 89% pour Ni et de 90% pour Fe. Ce traitement a également permis l'élimination des mauvaises odeurs et la clarification du lixiviat.

Malgré les performances des procédés de traitement des lixiviats par voie aérobie pour l'élimination des polluants, beaucoup d'inconvénients ont mené les chercheurs à se concentrer sur d'autres technologies alternatives. Parmi ces inconvénients on cite :

- La longue période d'aération (Loukidou *et al.*, 2001) ;
- La forte demande énergétique et l'excès de la production de boues (Hoilijoki *et al.*, 2000) ;
- L'inhibition microbienne due à la haute teneur en azote ammoniacal (Lema *et al.*, 1988).

A.6.1.2. Traitement anaérobie

Les traitements biologiques anaérobies font appel à des microorganismes pouvant vivre en milieu pauvre en oxygène.

En l'absence d'oxygène plusieurs réactions biologiques peuvent avoir lieu, dont les principales sont :

- La réaction de sulfato-réduction conduisant à la formation de H₂S à partir des molécules soufrées ;
- La réaction de biométhanisation permettant de transformer la matière organique en méthane (Figure 2).

Par rapport au traitement aérobie, la digestion anaérobie consomme une faible quantité d'énergie et génère très peu de matières solides. Le méthane produit peut être utilisé en partie

pour réchauffer le digesteur à 35 °C, température optimale de digestion par les bactéries mésophiles (Berrueta & Castrillon., 1992).

Une expérience réalisée par Wang & Banks., (2007) a montré la bonne performance du filtre anaérobie (un lit rempli de roches à un filtre anaérobie) à écoulement ascendant. En effet, les microorganismes anaérobies s'accablent, dans les espaces des roches, pour laisser les eaux polluées entrer en contact avec une masse biologique active importante. Le filtre anaérobie présente certains avantages : il convient au traitement de certains déchets solubles, aucun effluent de recyclage des solides d'or n'est requis ; aucune température stricte n'est nécessaire et de faibles volumes de boues sont produits (Young & McCarty., 1969). La figure 5 montre les filtres anaérobies à écoulement ascendant et descendant.

L'élimination de la DCO variait de 75 à 90% jusqu'à ce que le temps de rétention nominal dans le réacteur soit de 3 jours et que l'élimination du sulfate soit de 88%

En général, les procédés anaérobies permettent d'éliminer en moyenne 70 à 80 % de la DCO et environ 90 % de la DBO₅. Actuellement, on a recours de plus en plus aux procédés à boues granulaires, type UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket ou digesteur anaérobie à lit de boue à courant ascendant) ou EGSB (Expanded Granular Sludge Bed ou Réacteur à lit de boue Granulaires Expansé) sont fréquemment mis en œuvre (Christophe., 2014) (Figure 5).

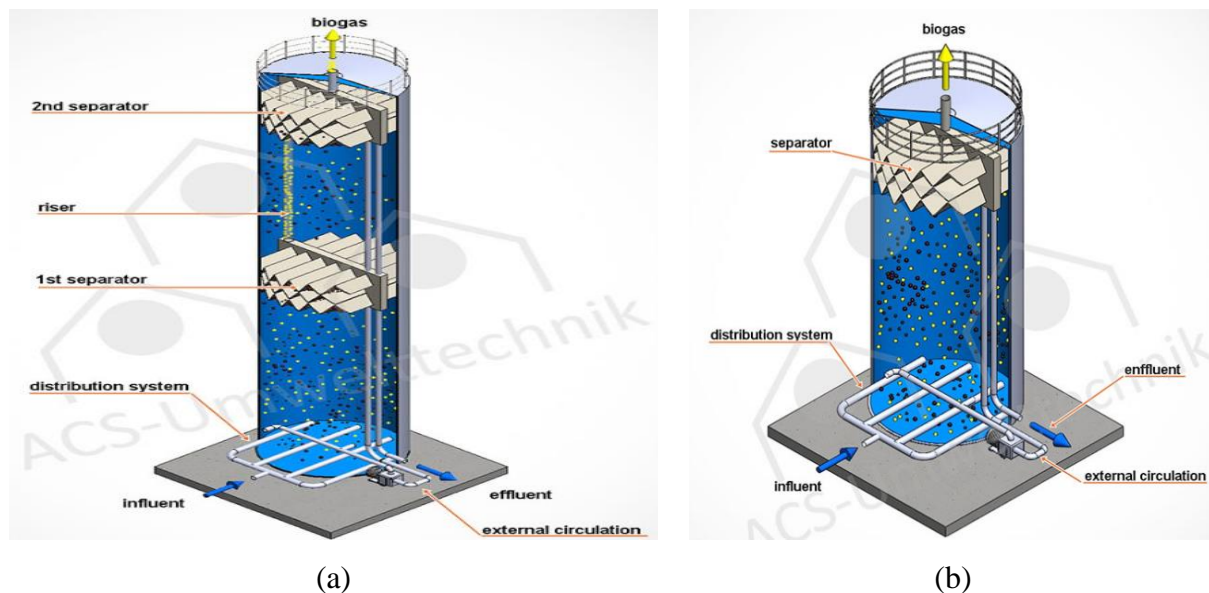
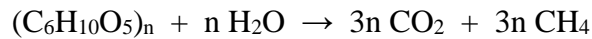


Figure 5: Procédés à boues granulaires, type UASB(a), EGSB(b).

Dans le procédé UASB, l'écoulement du lixiviat est ascendant à travers des boues biologiques maintenues en suspension. Le pH du système doit être maintenu à 7,0 et la température est comprise entre 20 et 35 °C. Cette technique est utilisée par plusieurs auteurs.

Le procédé UASB est un traitement anaérobie des eaux de lixiviats des décharges caractérisées par un temps de rétention hydraulique (HRT) à haut rendement. L'influence du lixiviat va du bas du système et s'écoule vers le haut à travers une couverture de granules biologiquement formés. L'équation chimique de la réaction dans le système est (Liu., 2013) :



Selon Abdulhussain *et al.*, (2009), l'élimination de la DCO de l'UASB est supérieure à 70% à 20-23°C, 80% à température à 35°C. Benyoucef *et al.*, (2015) ont réalisé des essais sur des lixiviats jeunes avec ce procédé à 25°C (température moyenne) et à pH = 6,87 pendant 5 jours. Cette étude a permis d'obtenir un abattement de 94% de la DCO, de 83% de turbidité, de 71% de conductivité électrique et de 72,98% de MES.

Bien qu'ils puissent être plus frais, surtout dans les pays froids, Kettunen *et al.*, (1998) ont montré que les lixiviats peuvent être traités sur site par un réacteur UASB à basse température.

Le réacteur à lit de boue granulaire expansé (EGSB) a été développé pour surmonter les problèmes tels que les écoulements préférentiels, les raccourcis hydrauliques et les zones mortes qui peuvent se produire dans le réacteur à lit de boue anaérobie à écoulement ascendant (UASB). L'utilisation de boues granulaires dans le réacteur EGSB permet d'atteindre une vitesse d'écoulement liquide (V_{up}) allant jusqu'à 10 m/h, contrairement aux valeurs 0,5-1,5 m/h appliquées dans les réacteurs UASB. La valeur plus élevée des réacteurs EGSB peut être obtenue en utilisant un rapport hauteur/diamètre adéquat ou une recirculation de l'effluent. L'augmentation de V_{up} améliore l'expansion du lit de boue et le mélange en vrac qui favorisent un meilleur contact biomasse-substrat (Van Lier *et al.*, 1997 ; Kato *et al.*, 2003). En conséquence, une production élevée de biogaz est obtenue, ce qui entraînera une amélioration supplémentaire du mélange dans le réacteur. En raison des caractéristiques hydrodynamiques du réacteur EGSB, une attention particulière devrait être accordée à la conception du dispositif de séparation des solides afin d'éviter le lessivage de la biomasse dans l'effluent, ce qui entraînerait une baisse de l'efficacité du réacteur (Kato *et al.*, 2003).

Kato *et al.*, (2003) ont évalué la performance d'un réacteur de type EGSB (lit de boues granulaires expansé) utilisant des boues floculantes pour le post-traitement de l'effluent du réacteur UASB traitant les eaux usées domestiques. Un réacteur EGSB de 157,5 L à l'échelle pilote a été contrôlé pendant une période de 331 jours. Le concept original du réacteur EGSB était basé sur l'utilisation de boues granulaires et en appliquant des vitesses élevées de liquide ascendant (v). Cependant, même en utilisant des boues floculantes provenant d'une UASB

pleine échelle (Usine de Mangueira, Recife, Brésil), de bonnes conditions de mélange et une rétention élevée de la biomasse ont été obtenues. En appliquant un temps de rétention hydraulique de 4 heures et des valeurs de V_{up} allant jusqu'à 3,75 m/h, les concentrations de demande chimique en oxygène dans l'EGSB étaient inférieures à 87 mg/L et 55 mg/L respectivement pour les échantillons totaux et filtrés. Les concentrations en MES dans l'effluent étaient inférieures à 32 mg/L. De bonnes performances et un fonctionnement stable du réacteur pendant toute la période expérimentale ont été observés.

Réacteur à lit fluidisé. Plusieurs auteurs (Suidan et al. 1993 ; Imai et al., 1998 ; Imai et al., 1993 ; Imai et al., 1995) ont rapporté des études sur des lits fluidisés à assistance carbone et ont trouvé que ce procédé combiné de l'adsorption au charbon actif biologique était beaucoup plus efficace pour traiter lixiviat de décharge que les lixiviats conventionnels tels que les boues activées et les procédés à film fixe.

Les principaux inconvénients d'un tel traitement anaérobie restent la sensibilité aux substances toxiques (Sung et al., 1997).

On peut citer aussi le système de **filtre anaérobie** qui se fonctionne à haut débit dans un filtre anaérobie à écoulement ascendant, dont la biomasse est conservée sous forme de biofilms sur des matériaux de support, tels que des anneaux en plastique (Nedwell & Reynolds., 1996).

Henry et al., (1987) ont démontré qu'un filtre anaérobie pouvait réduire la DCO de 90%, à des taux de charge variant de 1,26 à 1,45 kg DCO.m⁻³ jour⁻¹, et ceci pour différents âges de mise en décharge. La production totale de biogaz variait entre 400 et 500 L de gaz par kg de DCO détruit et la teneur en méthane entre 75 et 85%.

Pour le système de **filtre à lit hybride** qui consiste en une couverture de boue vers le haut en bas et un filtre anaérobie en haut. Ce dispositif agit comme un séparateur gaz-solide et améliore la rétention du solide sans provoquer de canalisation ou de court-circuit (Timur & Ozturk., 1997). Nedwell & Reynolds., (1996) ont rapporté des efficacités d'élimination de la DCO à l'état d'équilibre de 81 à 97% sous digestion méthanogène, en fonction du taux de charge organique (Les performances résultent de la maximisation de la concentration de biomasse dans le réacteur).

Un inconvénient du réacteur hybride, ainsi que du filtre anaérobie, est le coût moyen des supports.

A.6.2. Traitements physico-chimiques

A.6.2.1. Flottation

La flottation est un processus de séparation utilisant des bulles de gaz qui, en se fixant aux particules solides en suspension, les font flotter à la surface du liquide (Rubio et *al.*, 2002). L'application principale du procédé de flottation est le traitement des eaux usées qui se focalise sur l'élimination des solides, des ions, des macromolécules et des fibres. L'efficacité de l'élimination, le débit élevé et la faible production de boues (par rapport à la méthode par boues activées) ont incité à utiliser cette méthode pour traiter les lixiviats (Rubio et *al.*, 2002). Cependant, Jusqu'à ce jour, très peu d'études ont été consacrées à l'application de ce procédé pour le traitement des lixiviats.

Zouboulis et *al.*, (2003) ont étudié l'utilisation d'une colonne de flottation pour l'élimination de l'acide humique dans le traitement des lixiviats en post-traitement après traitement biologique. Le résultat du traitement s'est révélé efficace jusqu'à 99% ; en effet, sous les conditions optimales près de 60% d'acide humique résiduel (composés non biodégradables) a été éliminé. Il semble que la méthode de flottation deviendra une technologie alternative pour l'élimination de l'acide humique.

La flottation à l'air dissous (DAF) a été étudiée dans des expériences discontinues en tant que traitement de lixiviat de décharge semi-aérobie par Palaniandy et *al.*, (2010). Ce travail de recherche a été réalisé en trois phases axées sur l'élimination de la couleur, de la DCO et de la turbidité. La première phase a porté sur l'efficacité du saturateur. La seconde phase a permis d'évaluer le traitement du lixiviat avec le DAF seul, tandis que la troisième phase consistait en une coagulation avec de l'alumine ($Al_2(SO_4)_3$) suivie du DAF. Le débit et la pression étaient les deux principaux paramètres de fonctionnement de la première phase et le rendement le plus élevé du saturateur (73%) était un débit de 6 L/min et une pression de 400 KPa. Avec les mêmes paramètres de fonctionnement du saturateur, l'élimination de la DCO (36%), de la couleur (33%) et de la turbidité (32%) était assez faible dans la seconde phase. Dans la troisième phase, le jar test a indiqué que le pH et la dose d'alumine étaient optimaux à 7 et 9,5 g/L, respectivement. Les paramètres de fonctionnement évalués dans le système DAF comprenaient le dosage du coagulant, le temps d'injection et le temps de rétention. La meilleure élimination dans le système DAF a été obtenue avec un temps d'injection de 4 min, un temps de rétention de 20 min et une dose d'alumine de 2,3 g/L, entraînant une élimination de 70%, 79% et 42%, respectivement.

A.6.2.2. Coagulation

Ce procédé est largement utilisé comme un prétraitement avant l'osmose inverse ou avant les procédés biologiques ou encore comme dernière étape de traitement afin d'éliminer la matière organique bio-récalcitrante (Amokrane et *al.*, 1997). Il a été utilisé avec succès dans le traitement des vieux lixiviats (Silva et *al.*, 2004).

Cependant, ce procédé présente certains inconvénients comme la production d'une grande quantité de boues qu'il est nécessaire de faire traiter ou l'augmentation de la concentration en aluminium ou en fer de la phase liquide ce qui implique une réduction de l'efficacité de ce procédé.

Plusieurs études ont été dédiées au traitement des lixiviats par coagulation. Ils se sont focalisés pour la plupart sur :

- L'identification du coagulant le plus approprié, ainsi que sa dose optimale (Abdulhussain et *al.*, 2009),
- La détermination et l'optimisation des conditions expérimentales (pH, vitesse et temps de mélange, température et temps de rétention (Wang et *al.*, 2007).

Les coagulants les plus couramment utilisés sont la chaux (Ca(OH)_2), le sulfate d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), le sulfate ferreux ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$), le chlorure ferrique (FeCl_3) et le chloro-sulfate ferrique (FeClSO_4) (Ehrig., 1984). Cependant, Zouboulis et *al.*, 2004 ont montré que les flocculants inorganiques sont moins efficaces que les bioflocculants.

Tatsi et *al.*, (2003) ont étudié la technique de coagulation pour le traitement des lixiviats de la grande région de Thessalonique (Nord Grèce). Les coagulants utilisés sont le chlorure ferrique, le sulfate d'aluminium et la chaux, ainsi que 4 polyélectrolytes : un polymère anionique (A321), deux cationiques (K1370 et K506) et un polymère non ionique (N200). Les résultats obtenus avec un mélange de 0,1 g de polyélectrolyte et 1 g de Fe^{3+} ont montré une réduction de la DCO de 40%, 34%, 30% et 27% en présence respectivement de N200, K1370, K506 et A321.

Shabiimam et *al.*, (2011) ont étudié le traitement du lixiviat par coagulation à l'aide de deux coagulants : la chaux et l'alumine à différentes concentrations. L'hydroxyde de calcium a permis une élimination de 99,82% de la turbidité à pH 6 et de 68 % de la DCO à pH 8 à une dose de 25 g/L. Quant à l'alumine (Al_2O_3) ils ont relevé une réduction de 54% de la DCO à pH 6 et une réduction de la turbidité de 98% à pH 10.

Gandhimathi et *al.*, (2013) ont procédé à des essais de prétraitement des lixiviats par coagulation à l'alun et au chlorure ferrique. Ils ont trouvé pour des lixiviats stabilisés des taux

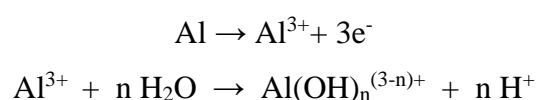
d'abattement de 75 % de la DCO avec l'alumine et 59% avec le chlorure ferrique et pour des lixiviats frais un taux d'abattement de 55% avec l'alun et de 35% avec le chlorure ferrique.

Khalil et *al.*, (2015) ont étudié le traitement des lixiviats de la décharge de la ville de Fès par coagulation en utilisant quatre coagulants : la chaux $\text{Ca}(\text{OH})_2$, le chlorure ferrique (FeCl_3), le sulfate ferrique ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) et le sulfate d'alumine ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$). Dans le cas de la chaux, ils ont constaté une diminution de la turbidité avec l'augmentation de la concentration du coagulant. La dose optimale obtenue est estimée à 12 g/L avec un rendement d'élimination de 99%. Concernant les métaux lourds, ils ont montré une élimination importante (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Sb et Zn). Les rendements d'élimination ont atteint 90% pour le chrome, 96% pour le fer, et 99% pour le manganèse avec en plus une décoloration importante. Avec le chlorure ferrique à 4,3 g/L comme dose optimale, les abattements ont atteint 75% pour la turbidité. Le traitement par le sulfate d'aluminium a montré qu'à la dose optimale d'environ 15 g/L, la turbidité est éliminée à 97%. De même, le sulfate ferrique a éliminé 79% de la turbidité en produisant plus de boues décantées que FeCl_3 (264 ml/L) ; la combinaison de la chaux au chlorure ferrique et au sulfate d'alumine a montré une grande efficacité pour la réduction de la pollution métallique et l'amélioration de l'aspect visuel.

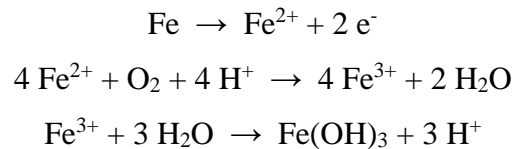
Benrad et *al.*, (2016) ont étudié le traitement du lixiviat de la décharge Oum Azza (Rabat) par coagulation à l'aide de chlorure ferrique. Les résultats ont montré une efficacité importante d'élimination des polluants supérieure à 82% de la turbidité, 72% de la DCO et 94% de la teneur en matière organique après avoir ajuster le pH à 5,07.

A.6.2.3. Electrocoagulation

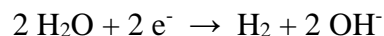
La technique d'électrocoagulation (EC) a été introduite depuis très longtemps par Matteson et *al.*, (1995). L'électrocoagulation se situe à l'intersection de trois technologies plus fondamentales : l'électrochimie, la coagulation et la flottation (Holt et *al.*, 2005). Lors de l'application du courant continu, l'électrocoagulation implique la génération de coagulants (ions métalliques) in situ, sans avoir à les additionner sous forme de sels métalliques et/ou de polymères synthétiques, en dissolvant des anodes sacrificielles en aluminium ou en fer. Lorsque l'aluminium est le matériau de l'anode, la réaction électrochimique est la formation de Al^{3+} qui se combine avec l'eau et les ions hydroxydes pour former des hydroxydes et / ou des polyhydroxydes correspondants (El-Ashtoukhy et *al.*, 2010) :



La dissolution électrochimique de l'anode de fer est beaucoup plus complexe car il y a deux états d'oxydation des espèces de fer : Fe^{2+} et Fe^{3+} . Selon le pH de la solution et l'oxygène dissous, les espèces Fe^{2+} peuvent potentiellement être oxydées en Fe^{3+} , et finalement s'hydrolyser pour former l'hydroxyde (Panizza *et al.*, 2010) :



La principale réaction à la cathode est celle de dégagement de l'hydrogène :



La technique EC a été utilisée avec succès pour éliminer une variété de polluants (solides en suspension, de l'huile et de la graisse, et même des polluants organiques et inorganiques) provenant du lixiviat (Bouhezila *et al.*, 2011 ; Li *et al.*, 2011 ; Ricordel & Djelah., 2014 ; Dastyar *et al.*, 2015 ;).

Malgré tous ces avantages, l'électrocoagulation présente certains inconvénients tels que la consommation des électrodes et les coûts d'exploitation élevés liés à la consommation de l'électricité.

L'électrocoagulation a été utilisée dans le traitement des lixiviats par plusieurs chercheurs (Deng & Englehardt., 2007 ; Xiangdong *et al.*, 2011 ; Taqwa & Syakdani., 2017).

Bouaouine *et al.*, 2015 ont réalisé des essais d'électrocoagulation pour le traitement des lixiviats de la ville de Fès par des électrodes d'aluminium à une tension de 12 V (densité de courant de 38 A/m^2) et un temps d'électrolyse de 60 minutes et de décantation de 3 heures. Ils ont obtenu un taux d'élimination de 98% pour la turbidité et une décoloration importante, et de 79%, 86%, 89% et 90% respectivement pour les métaux lourds Cr, Zn, Ni et le Fe. Le volume de boues obtenu est de $1,1 \text{ Kg/m}^3$.

D'après Abbou & El Haji., (2014) l'utilisation de la technique de l'électrocoagulation avec l'électrode d'aluminium combiné à une filtration a sable ayant un diamètre variant entre 0,44 et 0,55 mm, a entraîné une réduction de la charge polluante du lixiviat qui s'est traduite par une diminution des paramètres indicateurs de pollution (98,7 % de la DCO, 98,4 % de la DBO_5 , 73,9% de CE et 94,22 % de la MES), ainsi qu'une réduction importante de l'intensité de la couleur.

Fatih *et al.*, (2008), ont comparé l'efficacité de l'électrocoagulation (EC) sur le traitement des lixiviats d'Odayeri (Istanbul) avec la coagulation chimique (CC) en utilisant une densité de courant de 348 A/m^2 . Ils ont montré que le procédé EC présente des

performances de traitement plus élevées que le procédé CC. Egalement, après avoir étudié les effets des variables de processus telles que le matériau d'électrode, la densité de courant (de 348 à 631 A/m²), le pH, le coût de traitement et le temps de fonctionnement du procédé EC. La recherche de type d'électrode appropriée pour EC prévoit que l'aluminium fournit plus d'élimination de DCO (56%) que l'électrode de fer (35%) à la fin du temps de fonctionnement de 30 minutes, avec une élimination du sulfate à plus de 95%.

Orkun & Kuleyin., (2012), à l'aide d'anodes sacrificielles en fer ont obtenus une élimination optimale de la DCO (65,85%) avec des conditions opératoires typiques : densité de courant, 30 mA/cm² ; temps de fonctionnement, 180 min, conductivité, 16,4 ms/cm ; et pH initial, 6,54 dont, les consommations d'électrodes et d'énergie pendant l'électrolyse est 0,418 kg de DCO / kg d'aluminium et 11,092 kWh / kg de DCO, respectivement. En outre, l'utilisation du système hybride électro-Fenton (EC et Fenton) a accéléré le processus dans les 15 premières minutes, puis il a ralenti jusqu'à ce qu'il soit terminé en 60 minutes. L'efficacité optimale d'élimination de la DCO est de 74,21%.

De même, Jotin et *al.*, (2012) ont montré que l'électrocoagulation est un procédé efficace et capable de dégrader la DCO provenant du lixiviat des décharges (74,08% de DCO) dans une tension de 10 V, une conductivité de 28,00 mS / cm, et un pH initial compris entre 4 et 8.

A.6.2.4. Oxydation avancée

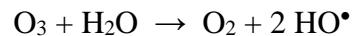
Les Procédés d'Oxydations Avancées (POA) ont connu récemment un intérêt croissant car ils sont particulièrement appropriés pour le traitement des effluents contenant des composés toxiques, récalcitrants aux procédés classiques. Ils consistent à utiliser des entités radicalaires, principalement les radicaux hydroxyles (HO[•]). Ce dernier possède un pouvoir oxydant supérieur à celui des oxydants traditionnels tels que H₂O₂, Cl₂, ClO₂ ou O₃, et qui permet la dégradation par voie oxydante les polluants organiques toxiques persistants et bioaccumulatifs contenus dans l'eau en les transformant en sous-produits biodégradables puis les minéraliser en dioxyde de carbone et en ions minéraux (Oturán et *al.*, 1992 ; Oturán et *al.*, 2001).

La plupart des AOP utilisent une combinaison d'oxydants forts comme l'ozone, l'oxygène ou le peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) avec des catalyseurs tels que les métaux de transition, les fers, les poudres de semi-conducteurs, les radiations ou les ultrasons.

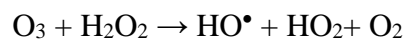
Les AOP typiques comprennent O₃/UV, H₂O₂/UV, O₃/H₂O₂/UV, H₂O₂/Fe (II), TiO₂/UV et TiO₂/H₂O₂/UV (Glaze., 1987).

Les Procédés d'Oxydations Avancées comprennent :

- **Procédés d'ozonation** : incluent l'**ozonation simple (O₃)**, dont l'ozone réagit avec les substances organiques dissoutes selon la réaction suivante (Barka N., 2008) :



- **Peroxonation (H₂O₂/O₃)**, dans laquelle l'ozone et le peroxyde d'hydrogène sont combinés. Ceci produit des radicaux hydroxyles comme suit (Walcek., 1987 ; Wang & Smith., 2006 ; Rivera-Utrilla., 2006) :



Wu, J. J., et *al.* 2004 ont réalisé une étude comparative entre O₃, O₃/H₂O₂ et O₃/UV lors du traitement de lixiviat des décharges. Les AOP à base d'ozone ont été appliquées après un prétraitement de coagulation par le chlorure ferrique. Les résultats ont montré que l'utilisation de l'O₃/UV a permis une augmentation significative de la biodégradabilité traduite par l'accroissement du rapport DBO₅/DCO de 0,06 à 0,5. Cependant, la suppression du COT est potentiellement limitée même si une dose assez élevée d'ozone est appliquée.

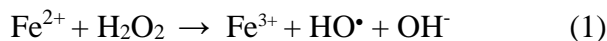
- **Procédés photochimiques** : basés sur l'utilisation de la lumière UV comme source d'énergie. On cite dans cette catégorie :
 - **Photolyse directe** : absorption de la lumière UV ou visible par le polluant étudié et le transformer en photoproduits. Cette technique a été utilisée par Robert & Malato., (2002) ;
 - **Photolyse de l'ozone** : L'ozone absorbe les radiations UV pour se transformer en peroxyde d'hydrogène qui à son tour réagirait avec une molécule d'ozone conduisant à la formation des produits de dégradation à partir d'un polluant organique.
 - **Photolyse de H₂O₂ (système UV/H₂O₂)** : C'est un processus photochimique indirect basé sur la photolyse de H₂O₂ par la lumière UV pour donner des radicaux hydroxyles.
 - **Procédé photo-Fenton** : ce procédé permet la dégradation de nombreux polluants et semble particulièrement être adapté pour le traitement de substances biorécalcitrantes comme, par exemple, les phénols (Gernak., 2003), les colorants (Maitha., 2008) ainsi que les pesticides (Poulopoulos et *al.*, 2008).

- **Photocatalyse hétérogène avec dioxyde de titane TiO₂** : est un procédé complexe qui peut être divisé en cinq étapes (Transfert des molécules réactives dispersées dans le fluide vers la surface du catalyseur, Adsorption des molécules réactives sur la surface du catalyseur, Réaction sur la surface de la phase adsorbée, Désorption des produits, et Eloignement des produits de l'interface fluide/catalyseur). Dans l'objectif d'améliorer l'activité photocatalytique du TiO₂, de lui conférer une autre propriété catalytique ou encore d'élargir son domaine d'absorption notamment dans le domaine du visible, certains auteurs ont adjoint au photocatalyseur des métaux tels que le platine et l'argent avec des proportions allant des fois jusqu'à 2% en poids (Herrmann., 1999).
- **Sonolyse (irradiation par les ultrasons)** : Suite au phénomène de cavitation provoqué par le passage d'une onde sonore et notamment d'une onde ultrasonore : des bulles de vapeur se forment puis disparaissent dans la solution. Cette disparition est accompagnée d'un transfert rapide, intense et local d'énergie vers le solvant (Perkins & Mason., 1990).
- **Les procédés électrochimiques** : il existe deux types de procédés électrochimiques :
 - Les procédés électrochimiques d'oxydation directe (oxydation anodique) pour lesquels une réaction de transfert d'électrons a lieu à la surface d'une électrode de travail ;
 - Les procédés électrochimiques d'oxydation indirecte dans lesquels un réactif rédox dissous existe ou est généré à partir de l'électrolyte ou à la surface de l'électrode dans le but de participer à la réaction de dégradation. Ces procédés englobent l'électrocoagulation, l'électroflotation, l'électrofloculation et le procédé électro-Fenton.

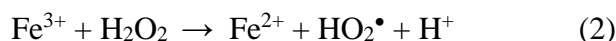
Chiang et *al.*, (1995) ont montré l'efficacité du procédé électrochimique d'oxydation indirecte appliquée aux lixiviats. Les conditions opératoires sont comme suit : densité de courant de 15 A/dm², concentration additionnelle de 7500 mg/L en chlorure. Plusieurs matériaux d'anodes ont été étudiés. Les meilleurs résultats ont été obtenus avec une anode de titane revêtu d'oxyde d'alliage ternaire Sn-Pd-Ru (anode SPR) avec 92% de la DCO pendant 240 min et environ 2600 mg/L d'ammonium complètement éliminés.

Procédé Fenton : L'action du réactif de Fenton sur l'acide tartrique a été observée par Fenton en 1894 (Renou., 2008a). Depuis lors, cette technique est utilisée pour dégrader différents composés organiques présents dans les eaux usées. Dans le procédé traditionnel de Fenton, le peroxyde d'hydrogène H₂O₂ réagit avec l'ion ferreux Fe²⁺ pour former le radical

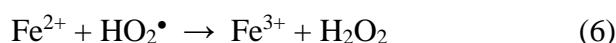
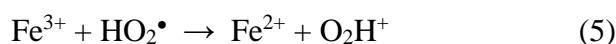
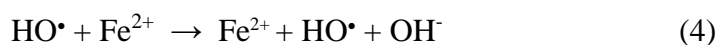
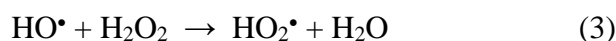
hydroxyle OH^\bullet qui est un oxydant puissant non sélectif ($E \approx 2,73 \text{ V}$) (Yamazaki & Piette., 1991) (Équation 1). Ce dernier est capable de dégrader la majeure partie des composés organiques jusqu'à l'étape ultime de la minéralisation.



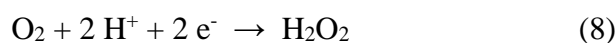
En dehors de la réaction principale de Fenton, une série de réactions secondaires aura lieu dans le milieu réactionnel (équations 2 à 7) (Umar, M. et *al.*, 2010).



Où le mélange des ferreux/peroxyde d'hydrogène est appelé réactif de Fenton.



Pour augmenter l'efficacité du procédé conventionnel de Fenton, une nouvelle technique mettant en synergie le procédé d'électro-oxydation et la réaction de Fenton est mise au point : l'électro-Fenton (EF). Cette méthode présente comme principaux avantages : la génération in situ du Fe^{2+} , la régénération électrochimique du Fe^{2+} à partir du Fe^{3+} et la formation in situ de H_2O_2 à partir de la réduction de O_2 dissous (Équation 8) (Qiang *et al.*, 2003 ; Zhang *et al.*, 2006).



La technique de l'électro-photon a été utilisée fréquemment par certains chercheurs (Trabelsi., 2011) qui ont démontré l'efficacité de ce procédé pour l'élimination des charges contenues dans le lixiviat.

Les doses de sulfate de fer et de H_2O_2 sont à ajuster pour chaque effluent. Les rapports massiques $\text{H}_2/\text{H}_2\text{O}_2$ peuvent généralement s'étendre de 1/1 à 10/1. Des pH de 3-3,5 sont conseillés pour éviter la domination du phénomène de coagulation sur le procédé d'oxydation. Les taux d'abattelements en DCO de 60 à 78 % peuvent être atteints. Cette efficacité dépend, entre autres, du poids moléculaire des molécules organiques concernées par l'oxydation. Plus les composés ont des poids moléculaires importants et plus l'efficacité de la réaction de Fenton est marquée. Le procédé Fenton permet d'abattre 72-89 % des molécules ayant un poids moléculaire supérieur à 500 g/mol et 43 % pour des poids inférieurs.

Cortez *et al.*, (2011) ont évalué le traitement de Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) et différents procédés d'oxydation avancée (O_3 , O_3/OH^- et $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$) en tant que prétraitement d'un lixiviat

de décharge mature, après l'application pendant 60 min d'ozone à 5,6 g/L d'ozone O₃, pH initial égal à 7, et 400 mg/L de peroxyde d'hydrogène. L'efficacité d'élimination de la DCO était de 72% et le rapport DBO₅/DCO a augmenté de 0,01 à 0,24. Les résultats ont démontré que Fe²⁺/H₂O₂ était le système le plus économique pour traiter le lixiviat de décharge.

A.6.2.5. Précipitation chimique

La précipitation chimique a été utilisée pour l'élimination des métaux lourds contenus dans les lixiviats (Ozturk et *al.*, 2003 ; Li & Zhao., 2001). Au cours de cette réaction, les métaux présents précipitent sous forme d'hydroxydes. L'efficacité de la précipitation dépend d'un certain nombre de paramètres dont le pH des effluents et la nature des ions. Les réactifs les plus utilisés sont : Ca(OH)₂, CaCO₃ et NaOH et Mg(OH)₂.

Malgré ses avantages, la précipitation présente certains inconvénients à savoir la forte demande de précipitant, sensibilité du processus au pH, production importante de boues (Kurniawan et *al.*, 2006a).

Dufresne, S. 1998, ont réalisé des essais de précipitation chimique sur un lixiviat jeune et riche en métaux lourds de la ville de Québec, et ont constaté que le traitement à la chaux (hydroxyde de calcium) est efficace pour la récupération des métaux lourds (le Fe à pH entre 3,5 et 3,6 et les principaux métaux en solution : Fe³⁺, Al³⁺, Pb²⁺, Fe²⁺, Cu²⁺ et Zn²⁺ à pH entre 7,4 et 7,5).

EL Bada *et al.*, (2010) ont réalisé une étude comparative de précipitation des lixiviats de la décharge de la ville d'Azemmour par trois produits de précipitation : Ca(OH)₂, CaCO₃ et NaOH. Les conditions optimales obtenues sont : pH compris entre 11 et 12 pour le Ca(OH)₂ et NaOH et entre 7 et 8 pour CaCO₃. Les taux d'abattement pour la DCO sont respectivement de 23%, 12% et 24%. Les taux d'abattement pour la turbidité sont respectivement de 65%, 26% et 23%. Concernant la quantité de boues, elle est respectivement élevée, moyenne et faible.

A.6.2.6. Adsorption

L'adsorption des polluants des lixiviats peut se faire sur plusieurs matériaux. C'est un phénomène de surface impliquant des forces d'attraction intermoléculaires mettant en jeu un support solide (Adsorbant) et l'entité adsorbée (Adsorbât) présente en solution. Elle permet d'éliminer certains polluants présents dans les eaux, notamment ceux difficilement biodégradables comme les colorants, les métaux lourds, etc...

Le charbon actif est le support le plus utilisé soit en colonne (Lim et *al.*, 2009), soit sous forme de poudre. L'élimination de la DCO est obtenue avec des taux intéressants (Agha et *al.*, (2007) ; Li et *al.*, 2010). Il est à noter que ce phénomène d'adsorption peut survenir

lorsqu'on procède à la coagulation ou à la précipitation. Les solides formés constituent des supports, sur lesquels certaines entités présentes dans les lixiviats vont se fixer et contribuer ainsi à leur élimination.

Halim et *al.*, (2010) ont testé les produits adsorbants de la zéolite, le charbon actif et un nouveau milieu composite sur les lixiviats de la décharge de Pulau Burung, et cela en termes d'isothermes d'adsorption et de cinétique. Les résultats d'une étude comparative ont montré que l'adsorption sur l'ammoniaque était la meilleure sur les milieux composites (24,39 mg/g), suivie de celle sur la zéolite (17,45 mg/g) et de celle sur du charbon actif (6,08 mg/g). Les résultats pour la DCO étaient différents ; l'adsorption est meilleure sur le charbon actif (37,88 mg/g), suivi de celle du milieu composite (22,99 mg/g) suivie de celle de la zéolite (2,35 mg/g).

Shehzad et *al.*, (2016) ont étudié le traitement du lixiviat de la décharge de Sahom à Perak, en Malaisie en utilisant l'adsorption sur charbon actif pour éliminer la couleur du lixiviat. Ils ont obtenu un taux d'abattement de 81%.

Comme relevé dans plusieurs travaux, le procédé d'adsorption sur charbon actif a été couplé à des procédés biologiques pour le traitement des lixiviats. Les auteurs Li et *al.*, (2010) et Bu et *al.*, (2010) ont montré que le charbon actif présente la plus forte capacité d'adsorption pour l'élimination de la matière organique bio-récalcitrante.

Les principaux inconvénients de ce procédé sont la nécessité de régénérer fréquemment les colonnes ainsi que la forte consommation de charbon actif (Renou et *al.*, 2008a).

Bennama et *al.*, (2010) ont travaillé sur la sciure de bois naturelle et activée chimiquement en faisant des tests sur les lixiviats de la décharge d'El-Kerma (Algérie), en utilisant 4 formes distinctes. La forme SB est formée de la sciure de bois naturelle lavée à l'eau distillée, filtré sur Büchner et séchée à l'étuve à 100°C jusqu'à l'obtention d'une poudre. Les formes SB1, SB2, et SB3 sont issues du traitement de la forme SB avec trois solutions de soude de normalités respectives 1N, 2N et 3N. Le taux d'adsorption de la DCO du lixiviat par la sciure de bois est la suivante : taux d'élimination de 54,27% pour le bioréacteur SB. Quant aux 3 autres biomatériaux SB1, SB2 et SB3 les taux d'abattement respectifs sont de 74,95%, 80,02% et 84,36%. L'examen des isothermes d'adsorption de la matière organique sur les différents matériaux étudiés et à différentes températures a montré une capacité maximale d'adsorption de 100 mg/g correspondant à la sciure de bois activée 3N (SB3).

A.6.3. Procédés membranaires

Les procédés membranaires font partie des nouvelles filières de traitement des lixiviats. Ils sont utilisés pour éliminer la pollution résiduelle qui ne peut être réduite par les techniques classiques, afin d'assurer une meilleure qualité aux rejets au regard de la réglementation en vigueur.

Il en existe quatre techniques : l'osmose inverse, la nanofiltration, l'ultrafiltration et la microfiltration qui se caractérisent par des diamètres moyens de pore permettant la rétention des particules selon leurs tailles (Figure 6).

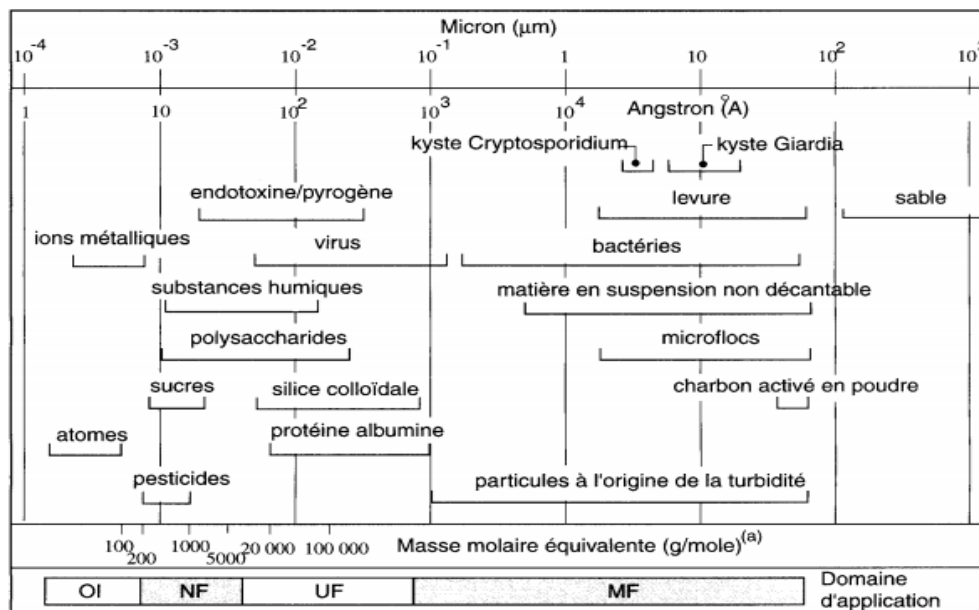


Figure 6: Tailles de particules et techniques membranaires associées (Bouchard et al., 2000).

Selon la composition des lixiviats et l'objectif de traitement, on peut utiliser ces techniques séparément ou combinées. L'osmose inverse et la nanofiltration sont communément utilisées dans le traitement des lixiviats comme traitement de finition.

A.6.3.1. L'osmose inverse

L'osmose inverse semble être l'une des méthodes les plus prometteuses et les plus efficaces parmi les méthodes de traitement des lixiviats. En effet, plusieurs études effectuées à la fois à l'échelle du laboratoire et à l'échelle industrielle ont montré l'efficacité de ce procédé dans l'élimination des contaminants présents dans les lixiviats (Bilstad & Madland., 1992 ; Linde et al., 1995 ; Ushikoshi et al., 2002).

Les auteurs Linde et al., (1995) et Chianese et al., (1999), ont constaté suite à l'utilisation de l'osmose inverse pour le traitement des lixiviats une réduction élevée de DCO (98%). De même, Li, F et al., 2009 ont montré l'efficacité de l'osmose inverse par rapport aux

autres techniques, dont les résultats obtenus sont : un taux de réduction moyen de 98,2% pour les matières en suspensions, un taux de réduction de la DCO supérieur à 99,5% avec un taux constant de perméat. Le chlorure a été éliminé à plus de 99%, tandis que plus de 98% du $\text{NH}_4\text{-N}$ a été réduit.

En dépit de ses avantages, l'osmose inverse présente plusieurs inconvénients qui sont : la faible rétention des petites molécules qui passent à travers la membrane et la possibilité de dépôt de substances dissoutes ou en suspension à la surface externe de la membrane (Choo et *al.*, 1996). Il importe aussi de signaler que l'autre limitation de l'osmose inverse réside dans la forte consommation d'énergie. Peters T.A., 1999 ont, en effet, précisé que le coût de la consommation d'énergie représentait environ 60-80% du coût de traitement, d'où le recours à une technique intermédiaire : la nanofiltration.

A.6.3.2. La nanofiltration

Ce procédé membranaire a été utilisé avec succès dans l'élimination des composés organiques récalcitrants et des métaux lourds provenant des lixiviats (Linde et *al.*, 1995 ; Chaudhari et *al.*, 2010). La nanofiltration a la capacité d'éliminer les particules d'un poids moléculaire supérieur à 300 Da ainsi que les substances inorganiques grâce aux interactions électrostatiques entre les ions et les membranes. Des membranes en polymère moléculaire de coupure entre 200 et 2000 Da sont généralement utilisées (Pronost et *al.*, 2000). Trebouet et *al.*, (2001) ont obtenu de leur part des résultats satisfaisants en couplant la nanofiltration aux méthodes de prétraitements physico-chimiques (Modification du pH, préfiltration et coagulation avec FeCl_3) pour éliminer les agents d'encrassement potentiels, y compris les substances organiques et inorganiques dissoutes, les particules colloïdales et les particules en suspension. En effet, le taux d'abattement de la DCO obtenu est de l'ordre de 70-80%.

Des essais de traitement des lixiviats par la nanofiltration ont été réalisés par Trebouet et *al.*, (1998), qui ont trouvé des résultats satisfaisants aux normes de rejets avec un abattement de DCO voisin de 80%.

Les membranes de nanofiltration présentent l'inconvénient de se colmater par les composés présents dans la matrice comme la matière organique et inorganique dissoute et les particules en suspension. Par conséquent, le succès de la technologie membranaire nécessite une meilleure maîtrise du phénomène de colmatage des membranes utilisées.

A.6.4. Techniques thermiques

L'évaporation est la seule technologie de traitement actuellement disponible qui élimine le composant de l'eau des flux de déchets à base d'eau. Il peut, par exemple, réduire le volume total de lixiviat à moins de 5% du volume original.

L'évaporation des lixiviats des sites d'enfouissement consiste à chauffer le lixiviat pour produire de la vapeur d'eau. Les métaux présents dans le lixiviat se concentrent et se précipitent, principalement sous forme de sels, tandis que les matières organiques se volatilisent et sont éliminées par la vapeur d'eau.

Ces techniques ont été étudiées par plusieurs auteurs, mais généralement en couplage avec d'autres techniques telles que l'osmose inverse ou l'ultrafiltration (Di Palma et *al.*, 2002 ; Xu et *al.*, 2006).

Les principaux procédés disponibles sont : l'évaporation naturelle accélérée (ou forcée), et l'évapoconcentration.

L'évaporation naturelle accélérée : elle permet d'évaporer à pression ambiante l'effluent en augmentant la surface d'échange et sa température. Il est peu courant d'avoir recours à ce type de procédé pour le traitement des lixiviats. Cette technique a été utilisée dans les décharges contrôlées de villes du Maroc, mais elle n'a pas donné satisfaction à cause de l'excès de lixiviats produits, associé à une capacité de stockage limitée des casiers des décharges.

L'évapoconcentration : elle permet de séparer les polluants du lixiviat brut en les concentrant dans la phase liquide alors que l'effluent épuré est évacué sous forme gazeuse. En général, le traitement s'effectue à très basse pression pour favoriser l'évaporation, les vapeurs sont collectées puis condensées et les concentrats restent au fond.

Il existe de nombreux systèmes d'optimisation énergétique comme les évaporateurs thermiques qui utilisent la chaleur résiduelle des torchères ou des gaz d'échappement des centrales sur place pour évaporer le lixiviat.

La cogénération (utilisation de l'énergie thermique du moteur de valorisation) est un procédé d'évapoconcentration sous vide qui repose sur l'utilisation de la chaleur produite par les moteurs à biogaz permettant de chauffer les lixiviats. L'évaporation sous vide ou la compression mécanique de vapeur (CMV) permettent de séparer les polluants en évaporant une phase noble et en sur-concentrant les éléments lourds et autres composés indésirables.

Benyoucef et *al.*, (2015) ont réalisé des essais pour sélectionner un modèle d'évaporation forcée avec des plaques inclinées et un système d'agitation du lixiviat. Ce

Le système d'évaporation a permis de réduire la durée d'évaporation des lixiviats d'environ 50 % par rapport à une évaporation naturelle et de 30 % par rapport à une évaporation avec des plaques horizontales. Ce modèle d'évaporation a également permis d'augmenter la vitesse d'évaporation de 0,37 mm/J à 1,5 mm/J pendant la période hivernale.

PARTIE B : Matériel et Méthodes

PARTIE B. MATERIEL ET METHODES

Dans le premier chapitre de cette partie une description détaillée du site de la décharge a été réalisée suite aux données géographique, topographique, géologique et hydrogéologique suivie d'une analyse des risques associés à la décharge. Par la suite les méthodes d'échantillonnage et d'analyse ont été détaillées dans le deuxième chapitre. Le dernier chapitre se focalisera sur la méthodologie des traitements adaptés.

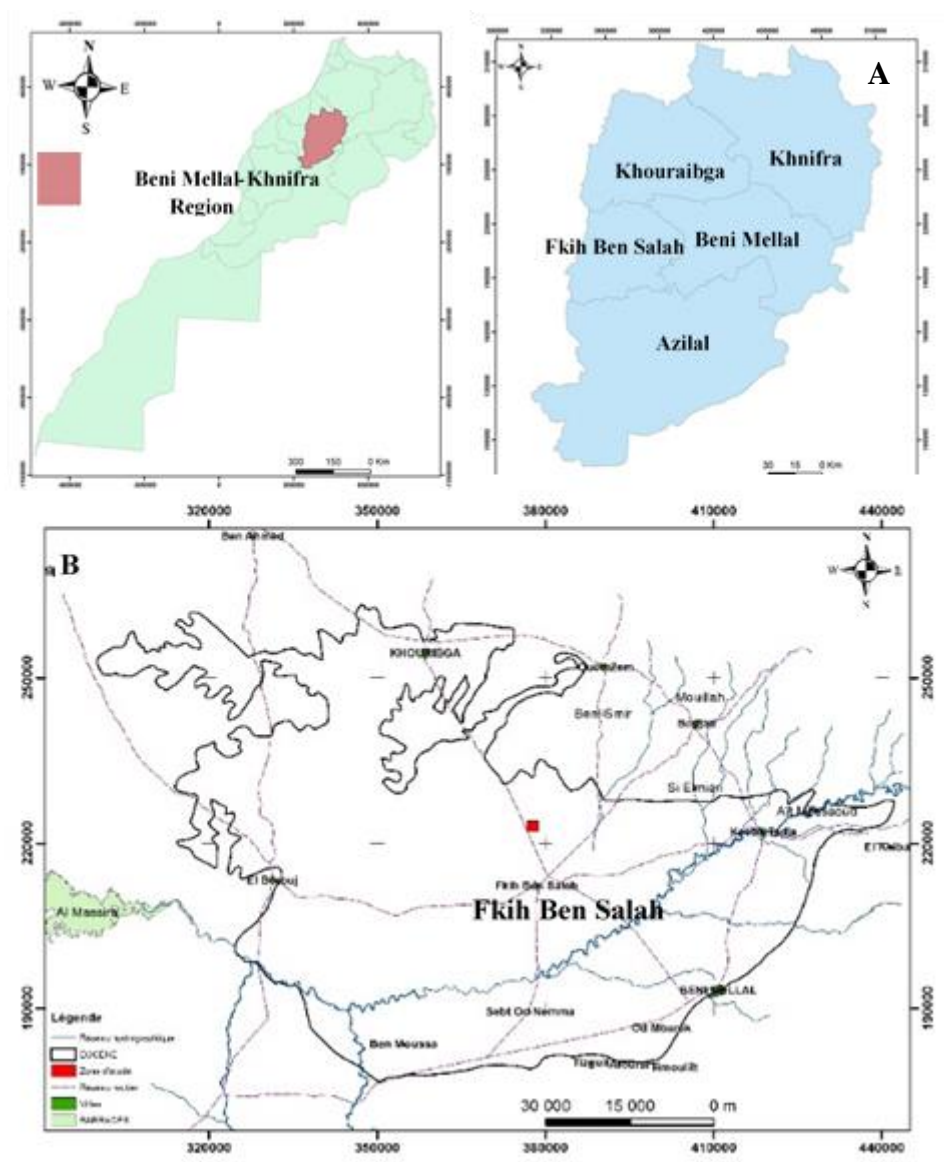
CHAPITRE I: PRESENTATION DU SITE D'ETUDE

B.I.1. Introduction

Créée en 1982, la décharge de la ville de Fkih Ben Salah, à l'instar de la majorité des décharges marocaines, se présente sous forme d'un dépotoir sauvage, à ciel ouvert, dépourvue d'un dispositif de collecte et de traitement des effluents de lixiviats. Les déchets domestiques et industriels de cette ville et ceux de la commune de Krifate sont déposés dans la même décharge et ce de manière anarchique. En plus ces déchets brûlent en permanence, en raison de la présence du biogaz entravant ainsi l'accès des véhicules de transport des déchets. En recevant les déchets hospitaliers et industriels cette décharge ne répond à aucune norme de fonctionnalité, et elle est source de multitude nuisances pour l'environnement, surtout par dégagement des gaz toxiques sous forme de biogaz (CO₂, CH₄), et contamination du sol et de la nappe phréatique ; - qui circule à faible profondeur - par un lixiviat très chargé en polluants.

B.I.2. Situation géographique

La ville de **Fkih Ben Salah** située dans la région Béni Mellal-Khénifra, à 45 km de la ville de Béni Mellal. Elle est le chef-lieu de la province de Fkih Ben Salah depuis 2009 (Figure 7).



■ Zone d'étude (Décharge de la ville de Fkih Ben Salah)

Figure 7: Localisation géographique du site d'étude : Région Béni Mellal-Khénifra (A) et ville de Fkih Ben Salah (B).

La ville de Fkih Ben Salah a une superficie de 3 250 km², elle est située au nord-ouest de la région de Beni Mellal- khénifra et elle est limitée au nord par la province de Khouribga, à l'est par la province de Beni Mellal, au sud par la province d'Azilal, et à l'ouest par la province d'El Kelaa des Sraghna (région de Marrakech-Safi) et la province de Settât (région du Grand Casablanca-Settat).

Cette ville abrite une grande décharge communale non contrôlée située à 12 Km de la ville sur la route Nationale 11 vers la ville de Khouribga et qui s'étend sur une superficie d'environ 32,5 ha.

B.I.3. Situation topographique, hydrologique et hydrogéologique

La topographie du site, accidentée et irrégulière, favorise le ruissellement des eaux pluviales en surface des dépôts. Cependant en hiver, cette pente et ce ruissellement de l'eau posent des problèmes d'adhérence des camions de déchargements de déchets.

De point de vue géologique, la décharge est située sur le plateau des phosphates constitué d'affleurements de l'Eocène (composés d'alternances de phosphates sableux et de calcaires phosphatés à silex fissurés, atteignant une épaisseur d'environ 100 m dans le secteur Fkih Ben Salah – El Brouj). Ces formations perméables renferment une nappe phréatique circulant du nord vers le sud dans la zone d'étude (Figure 8).

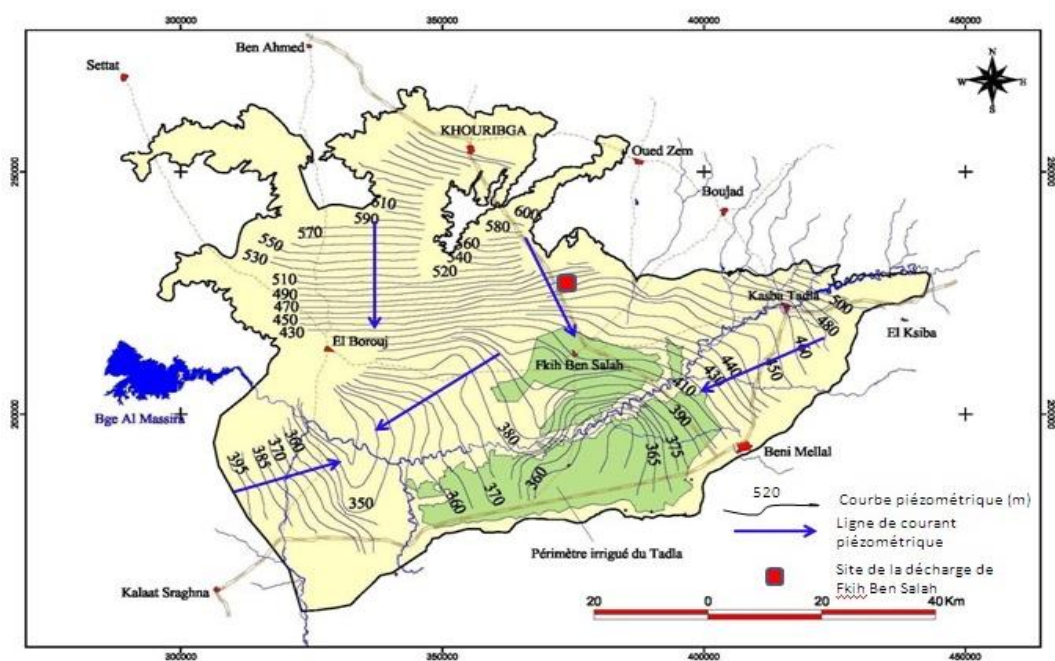


Figure 8: Carte de l'aquifère piézométrique Eocène Basin Tadla.

La plaine de Tadla est divisée en deux sous nappes phréatiques dont les caractéristiques sont assez différentes. Sur la rive gauche de l'Oued Oum-Er-Rbia, se trouve la sous nappe des Béni Moussa et sur la rive droite se situe celle de Béni Amir à laquelle appartient la zone de notre étude. L'aquifère de Béni Amir s'étale sur le périmètre irrigué de Béni-Amir et les zones « bour » constituant sa continuité hydraulique à l'ouest sur une superficie de 600 km². Il s'étend de l'Oued Oum-Er-Rbia au Sud, du canal principal des Béni-

Amir au Nord, aux limites d'affleurements des formations mio-plio-quaternaires à l'Est et à l'Ouest (Agence du Bassin Hydraulique d'Oum Er Rbia, 2004).

La zone d'étude est caractérisée également par un réseau important de thalwegs pérennes en période des pluies. Ces thalwegs drainent en général des déchets solides des dépôts et décharges sauvages de la zone de l'étude.

La qualité de l'eau de cet aquifère est variable ; la salinité varie généralement entre 0,5 et 1,5 g/L. L'importance de la perméabilité de ces formations aquifères et la faible profondeur de l'eau de la nappe par rapport à la surface du sol font que leur vulnérabilité à la pollution de surface est importante.

B.I.4. Economie de la ville

La ville est née de l'existence d'un souk hebdomadaire (ayant lieu le mercredi) et elle ne cesse de s'agrandir et de se développer aussi bien économiquement que socialement. Son économie se base sur l'agriculture, sur les transferts des marocains résidant à l'étranger, et sur l'industrie de transformation agroalimentaire notamment les produits laitiers et dérivés et l'industrie d'huile d'olives (la province dispose de trois usines pour la transformation du lait et aussi plusieurs unités de transformation d'huile d'olives).

B.I.5. Climat de la région

La ville de Fkih Ben Salah est située à une altitude de 437m et bénéficie d'un climat continental avec des températures qui s'élèvent progressivement depuis Avril pour atteindre leurs maximas en Juillet et en Août (40,2°C) et s'abaissent nettement depuis mi-Septembre jusqu'aux minimas de Janvier-Février (4,7°C). La température moyenne est de 25°C, et la durée moyenne de l'insolation est de 5 heures en hiver et 12 heures en été. Ces conditions favorisent le séchage des déchets et l'évaporation des lixiviats dans la décharge. La moyenne annuelle de l'évaporation est de l'ordre de 1800 mm, mais elle s'intensifie pendant l'été et peut atteindre 2200 mm durant les mois de Juillet et Août.

La pluviométrie varie selon les années de 300 à 750 mm par an, la moyenne annuelle des précipitations est de 360 mm. La répartition de ces précipitations est irrégulière.

Les vents sont en général de direction NW à SW et soufflent pendant l'été (de Juin à Septembre) avec des vitesses maximales comprises entre 10 et 30 m/s. A partir du printemps, les vents desséchants du type chergui sont fréquents et provoquent des élévations de température parfois très importantes, mais de durée limitée.

B.I.6. Vulnérabilité de la nappe de Béni Amir à la pollution

La texture du sol (argileuse, argilo-limoneuse et limono-argileuse), sa teneur en argile (29% à 55%) et tous les autres facteurs notamment la profondeur de la nappe, faible par rapport au sol, la vitesse d'infiltration du sol en milieu saturé généralement élevée (20-450 mm/h) et les teneurs assez importantes du sol en matière organique (1,5-3,5%) et en azote total (0,1-0,15%), entraînent un degré de vulnérabilité très élevé de la nappe à cette pollution. De même, le pouvoir de minéralisation élevé des sols couplé aux conditions écologiques favorables à une minéralisation intense de la matière organique native du sol, assez caractéristique des régions irriguées à climat méditerranéen, serait en partie responsable de cette pollution.

Ainsi, cette décharge constitue une source de pollution pour le sol et les eaux souterraines par un lixiviat de forte charge polluante.

En effet, c'est un terrain agricole, sa topographie est accidentée et irrégulière ce qui favorise le ruissellement des eaux pluviales en surface des dépôts. En plus le fait qu'elle soit située sur le plateau des phosphates composés d'alternances de phosphates sableux et de calcaires phosphatés à silex fissurés perméables, et qu'elle repose sur une zone qui superpose deux nappes phréatiques affleurant à la fois, la nappe sous-jacente de l'éocène dans la partie nord et la nappe mio-plio-quadernaire dans la partie sud, montre sa dangerosité.

B.I.7. Population et générateurs de déchets

La population est passée de 13 484 habitants en 1960 à 50 933 en 1982, à 72 000 en 1994, à 82 000 habitants en 2004 et à 101938 en 2014 (H.C.P., 2014). Près de 70% de la population sont des immigrants ruraux. (Taibi et *al.*, 2015)

La population locale estimée pour 2016 est de 104000 (H.C.P., 2014), et produit 85,51 tonnes par jour, soit un ratio de production des déchets de 0,82 Kg/personne/jour.

En plus des ménages, on trouve également d'autres générateurs de déchets au niveau de la ville de Fkih Ben Salah dont les plus importants sont les suivants :

- Les marchés, supermarchés, et les souks notamment le souk hebdomadaire.
- Les établissements d'enseignement.
- Les établissements publics et agences de services.
- Les cafés et restaurants.
- Les zones d'activités.
- Les jardins publics et espaces verts...

B.I.8. Risques liés à la décharge

La décharge actuelle affecte l'écosystème par des impacts négatifs pour l'environnement et la santé des populations (Figure 9). Ces impacts se traduisent par le dégagement des odeurs désagréables, l'envol de papiers et de sacs en plastiques, la pullulation des rongeurs et des moustiques, des risques d'incendie à cause des feux spontanés et la pollution des eaux de surface et souterraines. De même, elle affecte la qualité de vie pour les riverains. Ces inconvénients se sont détaillés comme suit :

- Le risque potentiel de la contamination des sols et de l'eau par les écoulements du lixiviat, notamment en période pluviale où les taux d'évaporation sont très réduits ;
- L'esthétique et la santé des populations ;
- L'absence de gardiennage et de clôture laissent un libre accès aux animaux notamment le gros bétail qui court le risque d'ingérer des matières solides et toxiques ;
- L'éparpillement des déchets à partir de la décharge constitue une autre forme de nuisance sur les environs de la décharge surtout qu'elle est située au bord de la RN11 et visible.
- Risques liés à la santé et à la sécurité des récupérateurs qui sont extrêmes : immergés dans les déchets souillés et dangereux, confrontés au bruit, à la pollution et au danger des circulations des camions et engins (trient au fur et à mesure avec le déchargement des déchets et souvent sous les trémies des camions), menacés par les risques d'incendies, explosions et les affaissements de terrain ;
- L'incinération des déchets au niveau de la décharge est un phénomène à proscrire du fait de ses effets sur la qualité de l'air et par la suite sur la population surtout quand les déchets contiennent certains produits toxiques (résidus de produits phytosanitaires, déchets médicaux, industriels, etc.) ;
- Danger sur l'hygiène de la population vivant à la proximité de la décharge ;
- Dégagement des odeurs nauséabondes et pullulation des mouches et insectes nuisibles.



Figure 9: Images photographiques de la décharge actuelle de Fkih Ben Salah.

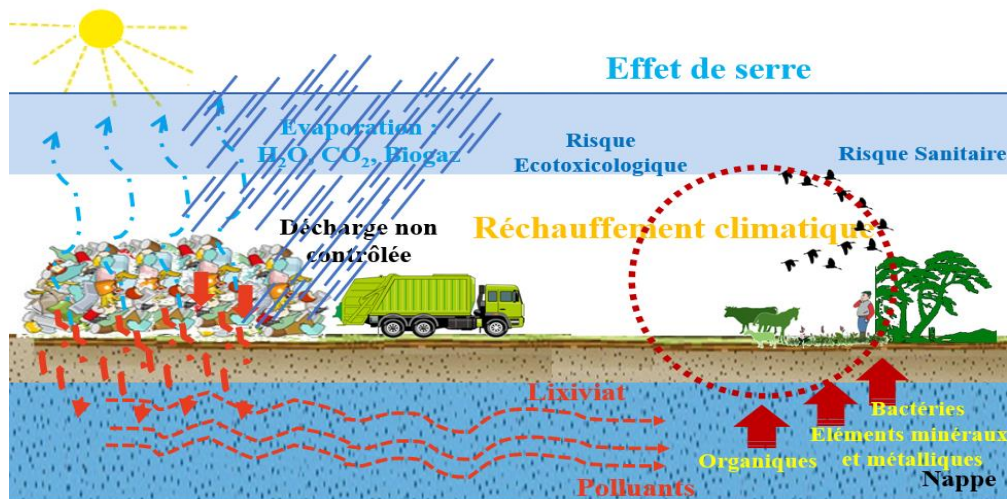


Figure 10: Schema explicatif des impacts du lixiviat en fonction des saisons

D'une manière générale, et comme montré dans la figure 10, pendant les saisons sèches les déchets, dans la décharge, sont exposés à des températures relativement élevées ce qui conduit à l'évaporation d'une partie importante du lixiviat et à la libération des biogaz (CH_4 , CO_2 ...). Ces derniers sont considérés comme des gaz à effet de serre qui favorisent le réchauffement climatique.

Lors des périodes humides caractérisées par un niveau important de précipitations, le lixiviat peut atteindre la nappe et contaminer les eaux souterraines par des polluants organiques, minéraux et métalliques, au même titre que les germes toxiques. Ceci favorise par ricochet l'installation d'un risque aussi bien sanitaire pour les populations, qu'écotoxicologique pour les ressources naturelles de la région.

CHAPITRE II: ANALYSES REALISEES

B.II.1. Analyses des déchets de la décharge de FBS

B.II.1.1. Prélèvement des déchets

La composition des déchets est déterminée sur des échantillons prélevés comme suit : trois échantillons de 300 kg de chaque secteur de collecte (7secteurs) ont été prélevés au début, au milieu et à la fin du déchargement des camions dans la décharge.

B.II.1.2. Méthodes d'échantillonnage

Après le mélange de tous les échantillons nous avons effectué un tri manuel des déchets en séparant chaque catégorie dans un sac réservé pour un type donné. Cette opération est réalisée chaque jour pendant une semaine. Le pesage a été effectué par une balance suspendue accrochante de type 20 kg.

Il est à noter que la quantité de déchets est calculée, par les services concernés de la commune, en se basant sur les tickets de pesage des camions des déchets dans le pont bascule à la fin des tournées (avant année 2014), et sur les taux de croissance annuels (à partir de l'an 2014).

B.II.2. Analyses physico-chimiques du lixiviat

B.II.2.1. Prélèvement

Pour les analyses du lixiviat, les échantillons ont été prélevés directement au niveau des camions qui collectent les déchets frais (lixiviat jeune) des différents quartiers de la ville de Fkih Ben Salah. Des volumes de lixiviat de cinq litres chacun, ont été prélevés de chaque camion (7 camions au total) et mélangés pour former un échantillon homogène (Figure 11). Le pH, la conductivité électrique et la température ont été mesurés in situ. Pour la détermination des autres paramètres, les échantillons ont été conservés à une température inférieure à 4 °C et transmis au laboratoire dans les 24 heures qui suivent.



Figure 11: Echantillons du lixiviat jeune.

Pour mener un suivi mensuel de la composition physico-chimique du lixiviat, les échantillons ont été prélevés mensuellement de la même façon et dans les mêmes conditions décrites ci-dessus.

B.II.2.2. Méthodes d'analyse

Le potentiel d'hydrogène (pH), la conductivité électrique (CE) et la température ont été mesurés *in situ* grâce à une sonde multiparamètres type Consort C933 (AFNOR, 1997).

Les matières en suspension (MES) sont déterminées par filtration sur des membranes à 0,45 μm de diamètre. La teneur en MES est déterminée par différence de poids du filtre avant et après filtration et séchage à l'étuve à 105°C pendant 4 h (Rodier, 2007). La demande biologique en oxygène (DBO_5) est déterminée à l'aide de DBO-mètre selon la méthode respiratoire dans une enceinte thermostatée à 20 °C et à l'obscurité pour une durée fixée de 5 jours dans des flacons remplis et fermés (AFNOR, 1997). Les échantillons du lixiviat sont préalablement dilués avec différentes quantités d'eau de dilution enrichie en oxygène dissous et contenant un ensemencement de micro-organismes aérobies, avec suppression de la nitrification.

La demande chimique en oxygène (DCO) a été déterminée selon la méthode standard (Norme AFNOR T-90-101) avec une oxydation de la matière organique contenue dans l'échantillon à 150°C par un excès de bichromate de potassium en milieu acide et en présence de sulfate d'argent.

L'azote total Kjeldahl (NTK) est déterminé par la minéralisation de l'azote organique des échantillons dans l'acide sulfurique en présence d'un catalyseur (K_2SO_4 , sélénium) (AFNOR, 1997).

Les orthophosphates (PO_4^{3-}) est déterminé selon la méthode colorimétrique par la formation en milieu acide d'un complexe phosphomolybdique qui se réduit par l'acide

ascorbique en un complexe de coloration bleue dont l'intensité est déterminée par spectrophotométrie à $\lambda = 700 \text{ nm}$ (AFNOR, 1997).

Le phosphore total (PT) est obtenu après minéralisation en milieu acide, en présence de persulfate de sodium à 200°C pendant deux heures. Les formes organiques et combinées du phosphore sont ainsi transformées en orthophosphates solubles. Ces derniers sont dosés comme les orthophosphates (AFNOR, 1997).

Les sulfates (SO_4^{2-}) sont déterminés, par méthode néphélométrique où les sulfates sont précipités en milieu chlorhydrique à l'état de sulfate de baryum et stabilisé à l'aide d'une solution de Tween 20. Les suspensions homogènes sont mesurées au spectrophotomètre à une longueur d'onde $\lambda = 650 \text{ nm}$ (Rodier, 2009).

La dureté total (DT) est déterminée par complexométrie, avec une solution d'E.D.T.A à $\text{pH} = 10$ en présence du noir d'ériochrome comme indicateur coloré. Les chlorures sont dosés par la méthode de MOHR, selon la norme (Rodier, 2009).

La turbidité est mesurée par turbidimètre de marque Plaintest 7000 et type HI93703 (Rodier, 2009).

Le calcium et le magnésium sont dosés par complexométrie par l'EDTA (Rodier, 2009).

Les éléments minéraux ont été mesurés par un analyseur portable du fluorescence Rayon-X. Le dosage des métaux lourds (Fe, Pb, Cu, Zn, Cd, Ni,..) est effectué après minéralisation des échantillons à l'aide de la Spectrophotomètre d'Absorption Atomique à flamme, Four en graphite, de marque SHIMADZU, Modèle AA, et type 6300/GFA-EX7i.

L'estimation des boues produites suite au traitement par la technique de la coagulation à la chaux, a été réalisée par la mesure du volume et par le pesage du poids des boues produites après décantation, filtration et séchage dans une étuve à 105°C jusqu'à poids constant.

B.II.3. Analyses microbiologiques du lixiviat

B.II.3.1. Prélèvement

Le prélèvement a été effectué dans des bouteilles stérilisées, conservés dans une glacière et transportés immédiatement au laboratoire où ils ont été placés dans un réfrigérateur, à 4°C et à l'obscurité.

B.II.3.2. Méthodes d'analyse

La qualité microbiologique du lixiviat a été étudiée par le suivi des indicateurs de contamination fécale et des bactéries pathogènes, qui sont les coliformes totaux, les

coliformes fécaux, les streptocoques fécaux, *Escherichia coli*, les entérocoques intestinaux, *Pseudomonas sp*, *Staphylococcus sp*, et *Salmonella sp*.

Les bactéries étudiées ont été dénombrées sur des milieux d'isolement sélectifs et différentiels, après une série de dilutions, suivie d'un ensemencement par étalement. Les coliformes ont été dénombrées sur gélose lactosée au Tergitol 7 et au Chlorure de Triphényl Tetrazolium (milieu TTC gélosé) et d'une incubation à 37°C (pour les coliformes totaux) et 44,5 °C (pour les coliformes fécaux) pendant 24 heures. L'aspect typique des colonies des coliformes fécaux est jaune à jaune-orange à cause de la dégradation du lactose. Le milieu Soybean Casein Digest Agar a été utilisé pour le dénombrement d'*Escherichia coli* à une température de 37 °C pendant 24h.

Les streptocoques fécaux ont été dénombrés en utilisant la gélose Slanertz et incubation à 37°C pendant 24 à 48 heures. Les colonies sont translucides entourées d'un halo noir dû à la dégradation de l'esculine.

Les entérocoques intestinaux ont été dénombrés en utilisant le milieu Slanetz et Bartley medium à 37°C pendant 24 heures. La gélose Baird Parker (BP-Agar) a été utilisée pour dénombrer *Staphylococcus sp.*, à 37°C pendant 24 heures. En revanche, le Cetrimide agar a été utilisé pour isoler *Pseudomonas sp.*, à 37°C pendant 24 heures. L'isolement des *Salmonella sp.*, a nécessité une étape d'enrichissement par Hektoen, suivi des étapes de sélection par Rappaport et d'identification par le milieu Kligler. Chaque bactérie isolée a ensuite été identifiée selon les critères biochimiques usuels.

Tableau V : Les méthodes de recherche des bactéries

Type de bactérie	Germes	Méthode	Référence
Indicateurs de contamination fécale	Coliformes totaux	24 h/37°C (Gélose lactosée au TTC)	(AFNOR, 1997)
	Coliformes fécaux	24h / 44,5°C (Gélose lactosée au TTC)	(AFNOR, 1997)
	<i>Escherichia coli</i>	24h / 37°C (Soybean Casein Digest Agar)	(AFNOR, 1997)
	Streptocoques fécaux	24h / 37°C (Gélose Slanertz)	(AFNOR, 1997)
	Entérocoques intestinaux	24h / 37°C (Gélose Slanertz et Bartely)	(AFNOR, 1997)
B. Pathogènes	<i>Pseudomonas sp</i>	24h / 37°C (Cetrimide agar)	(AFNOR, 1997)
	<i>Staphylococcus sp</i>	24h / 37°C (Baird Parker (BP-Agar))	(AFNOR, 1997)
	<i>Salmonella sp</i>	24h / 37°C (3 milieux : Enrichissement Hektoen + Sélection Rappaport + identification Kligler)	(AFNOR, 1997)

B.II.4. Evaluation écotoxicologique

B.II.4.1. Etude de la survie de la moule *Mytilus galloprovincialis*

B.II.4.1.1. Prélèvement

Pour les analyses **éco-toxicologiques** trois campagnes de prélèvements du lixiviat jeune ont été réalisées pendant l'année 2016 à raison d'une campagne par mois (mars, avril et mai 2016).

Pour le prélèvement des animaux, trois campagnes d'échantillonnage de la moule *Mytilus galloprovincialis* ont été effectuées à marée basse, de mars à mai 2016. Les moules de la classe de taille 3-4 cm sont prélevées au niveau de moulrières sauvages sur la côte de Haouzia qui se trouve à environ 1 km au nord du centre de la ville d'El Jadida. Les animaux prélevés sont transportés, au laboratoire, dans des glacières contenant l'eau de mer et ils sont placés dans l'eau de mer filtrée et oxygénée pour une période de purge de 48 h pour assurer une adaptation aux conditions de laboratoire.

B.II.4.1.2. Préparation et contamination des animaux

Une trentaine de moules sont placées dans des bacs en plastique (37×27×9cm) contenant environ 3 litres d'eau de mer renouvelée toutes les 72 heures. L'oxygénation de l'eau de mer contenue dans les bacs est assurée de façon permanente à l'aide des aérateurs (Figure 13).

La contamination des moules a été réalisée en effectuant deux concentrations différentes C_1 et C_2 du lixiviat jeune (dilutions de la solution mère), soit respectivement 0,5% et 1%. Le groupe témoin ne reçoit aucun traitement particulier.

Trois groupes, chacun comporte 30 moules, ont été formés ; deux groupes sont contaminés, au moment de renouvellement de l'eau, respectivement par les concentrations C_1 , et C_2 et un groupe témoin qui ne reçoit aucun traitement particulier.

Le contrôle de la viabilité des moules est réalisé toutes les 24 heures à la même heure, en notant le nombre d'animaux morts. La moule est considérée comme morte lorsque sa coquille ne se ferme plus après une stimulation physique (toucher).

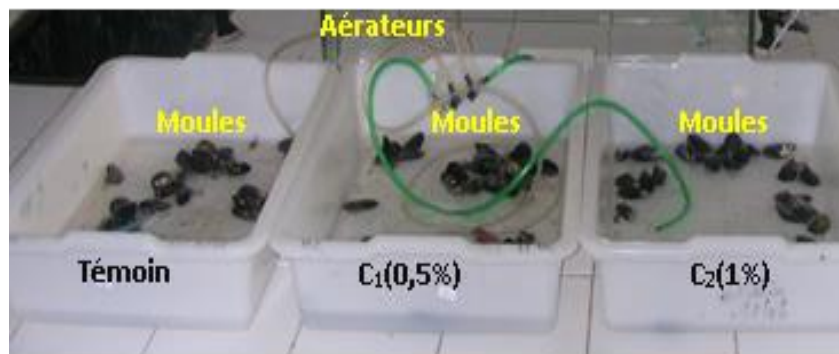


Figure 12: Vue externe de la valve droite (A) et de la cavité palléale (B) de la moule *Mytilus galloprovincialis*.

B.II.4.1.3. Etude de survie (Méthode de Kaplan Meier)

Cette méthode permet l'estimation de la probabilité de survie au cours d'un suivi, définie par la fonction de survie $S(t)$. Le principe de l'estimation de Kaplan-Meier repose sur l'idée « d'être encore en vie après un instant t , c'est être en vie juste avant cet instant t et ne pas mourir à cet instant ».

Le fait d'être en vie juste avant l'instant t permet de calculer la probabilité de survie à cet instant. Le cumul de la probabilité de la survie de chaque individu donne la probabilité de survie du groupe. Cette probabilité se traduit par une courbe dite la courbe de survie ou courbe de Kaplan–Meier qui illustre l'évolution de la survie en fonction du temps, avec en ordonnées la probabilité cumulée de survie (entre 1 et 0) et en abscisses la durée du suivi en unités de temps (Merzouki et *al.*, 2012).



Bacs en plastique contenant environ 3 litres d'eau de mer (37cm de longueur, 27 cm de largeur et 9 cm de profondeur).

Figure 13: Dispositif expérimental de l'étude de survie de la moule *Mytilus galloprovincialis* (D'après Merzouki et *al.*, 2012).

B.II.4.2. Test d'inhibition de la germination et de la croissance de l'orge (*Hordeum vulgare*).

B.II.4.2.1. Inhibition de la germination

A l'aide de pinces de laboratoire, on dépose 30 graines de l'orge (*Hordeum vulgare*) dans une boîte de Pétri stérile en verre de 80 mm de diamètre et d'une hauteur de 15 mm. Pour chaque concentration du lixiviat ($C_1= 2\%$, $C_2= 4\%$ et $C_3 =6\%$) on utilise 3 replica contenant chacun 30 graines, soit 90 graines. Le groupe témoin est traité par l'eau seulement (Figure 14).

On Place les boîtes à l'obscurité à une température maintenue à 25 °C. Après 5 jours, les graines doivent subir une photopériode journalière de 16h de lumière.

Après 5 jours d'incubation, on dénombre le nombre de graines germées.

Il s'agit ensuite de déterminer le succès de germination pour chacun des replica, des groupes tests et du témoin.

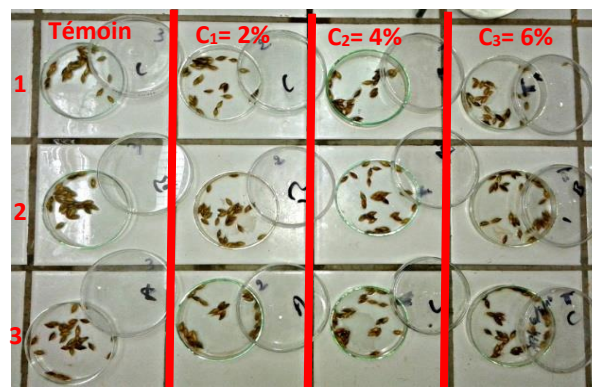


Figure 14: Dispositif expérimental du test d'inhibition de la germination et de la croissance de l'orge (*Hordeum vulgare*).

B.II.4.2.2. Inhibition de la croissance

Après leur dénombrement pendant l'essai de germination de graines, les boîtes de Pétri sont réincubées 9 jours supplémentaires à 25 °C, sous une photopériode journalière de 16h de lumière.

- **Suivi de germination et notation.**
- ✓ **Détermination des pourcentages de germination.**

Après 5 jours d'incubation, le pourcentage de germination de chaque boîte est déterminé. On considère comme graine germée celle qui développe un coléorhize ou radicule chez les espèces.

Le pourcentage de germination des graines pour chaque boîte de pétri est déterminé selon la formule suivante :

$$\% \text{ PG} = [(n - \text{GNG}) / 30] \times 100$$

PG : pourcentage de germination

n : nombre d'échantillons

GNG : nombre de graines non germées

✓ **Mesures des longueurs des parties aériennes et racinaires**

Après 14 jours d'incubation, l'expérience est arrêtée. Les graines qui ont germé dans chaque boîte et réincubées une deuxième fois sont examinées, afin de mesurer la longueur de leurs partie aérienne (PA) et racinaire (PR) en utilisant une règle graduée.

✓ **Détermination des pourcentages d'inhibition.**

Pour comparer l'effet des concentrations testées sur la germination des graines, les pourcentages de germination et les mesures des LR et LPA sont convertis en taux d'inhibition :

$$\% \text{ I} = [(\text{Témoin} - \text{Extrait}) / \text{Témoin}] \times 100$$

% I : Le pourcentage d'inhibition par rapport au témoin

Témoin : la moyenne des 3 répétitions du témoin

Extrait : la moyenne de germination ou la longueur de la LPR ou de la LPA de chaque boîte traitée par chaque concentration.

Le % I de chaque variable (la germination, la longueur de la racine et la longueur de la partie aérienne) est calculé séparément, tel que :

% IG : Le pourcentage d'inhibition de germination (G)

% ILPA : Le pourcentage d'inhibition de la longueur de la partie aérienne (LPA)

% ILR : Le pourcentage d'inhibition de la longueur de la racine (LR)

B.II.5. Tests statistiques utilisés

Le test de log-rank (Mantel., 1966 ; Peto et Peto., 1972, Cox., 1972) est utilisé, dans le cas où les survies respectent le principe des risques proportionnels, pour la comparaison de deux ou plusieurs courbes de survie à la fois. Il permet de comparer, tout au long du suivi, les risques de la mortalité dans chaque groupe par rapport au taux à la normale.

Dans le cas où les survies ne respectent pas le principe des risques proportionnels (les courbes de survie se croisent), le test de Gehan Wilcoxon (Gehan., 1965) est employé pour vérifier s'il y a une différence statistiquement significative entre les groupes étudiés ($p < 0,05$), les courbes de survie et les probabilités de survie sont réalisées par le logiciel NCSS 7.

Les tests de germination ont été comparés via le test de Chi2 et les longueurs (de la PA et PR) via le test de Tukey ($p \text{ value} < 0,05$). Tous ces tests ont été réalisés avec le logiciel R (2.15.1).

CHAPITRE III: METHODOLOGIES DE TRAITEMENT

Notre méthodologie est basée sur un traitement physico-chimique par coagulation, combiné avec un traitement biologique par voie anaérobie.

B.III.1. Traitement physico-chimique par coagulation

B.III.1.1. Procédure Jar Test

Cette étape consiste en un prétraitement du lixiviat par la coagulation à l'aide d'un appareil de Jar Test (Figure 15), constitué de 6 béciers munis d'agitateurs. La quantité et la nature du coagulant ont été préfixées en suivant la même procédure (ci-dessous). Ce coagulant est ensuite ajouté au lixiviat, puis mélangé rapidement à une vitesse de 250 tours/min pendant 5 minutes, puis la vitesse d'agitation a été réduite à 25 tours/min pendant 20 minutes. Après 120 minutes de décantation, les échantillons du surnageant ont été récupérés pour l'analyse des paramètres suivants : pH, DCO, MES, la turbidité, quantité de boues et concentrations des éléments minéraux et métalliques. Plusieurs essais ont été effectués sous différentes conditions de coagulation, et ont servi à déterminer la dose et les conditions optimales, qui représentent un abattement efficace des polluants présents dans le lixiviat étudié.



Figure 15: Image photographique de l'appareil de Jar Test.

B.III.1.2. Choix du coagulant et conditions optimales

Cette étape a pour objectif, de choisir le coagulant le plus performant entre les produits testés et qui sont : $(\text{Ca}(\text{OH})_2)$, FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, et $\text{Al}(\text{OH})_x\text{Cl}_y$. Tous les essais de coagulation

ont été réalisés à une température ambiante, et les expériences ont été menées dans l'appareil de Jar Test. Pour déterminer la dose optimale des produits utilisés, pour chaque essai, on prélève 500 ml du lixiviat auquel on ajoute des doses allant de 0 à 12 g/L pour les quatre produits utilisés, dans les mêmes conditions.

Après avoir déterminé le meilleur coagulant et sa dose optimale, nous avons suivi l'effet du pH et du temps de décantation, pour déterminer les meilleures conditions donnant une bonne efficacité de la coagulation des lixiviats.

B.III.1.3. Préparation de la chaux

Le choix fut porté sur la chaux, en raison de sa disponibilité, de son coût bas, de son efficacité par rapport aux coagulants classiques (Al^{3+} et Fe^{3+}), et de son caractère basique qui permet de rectifier le caractère acide des lixiviats jeunes.

A partir de la solution mère de 60 g/L de la fleur de chaux de laboratoire hydratée en poudre sous forme de $Ca(OH)_2$, des volumes croissants sont prélevés et ajoutés dans six béchers contenant chacun un volume de 500 mL de lixiviat. Les concentrations réalisées de $Ca(OH)_2$ sont 2, 4, 6, 8, 10 et 12 g/L.

B.III.2. Couplage du traitement de coagulation par traitement biologique anaérobie

Le protocole expérimental utilisé dans cette étude est composé de deux bioréacteurs fermés, sous forme de deux colonnes en PVC opaque ayant un volume de 5,5 litres chacun, une hauteur de 74 cm et un diamètre de 10 cm (Figure16).

R1 Contient lixiviat brut avec deux sorties S1 (à 20 cm) et S2 (à 54 cm) du bas.

R2 contient lixiviat prétraité par coagulation par la chaux, avec deux sorties S1 (à 20 cm) et S2 (à 54 cm) du bas.

Des prélèvements en fonction du temps ont été réalisés pendant six semaines, afin de suivre l'évolution des DCO, DBO_5 , MES, pH, CE, et la turbidité.

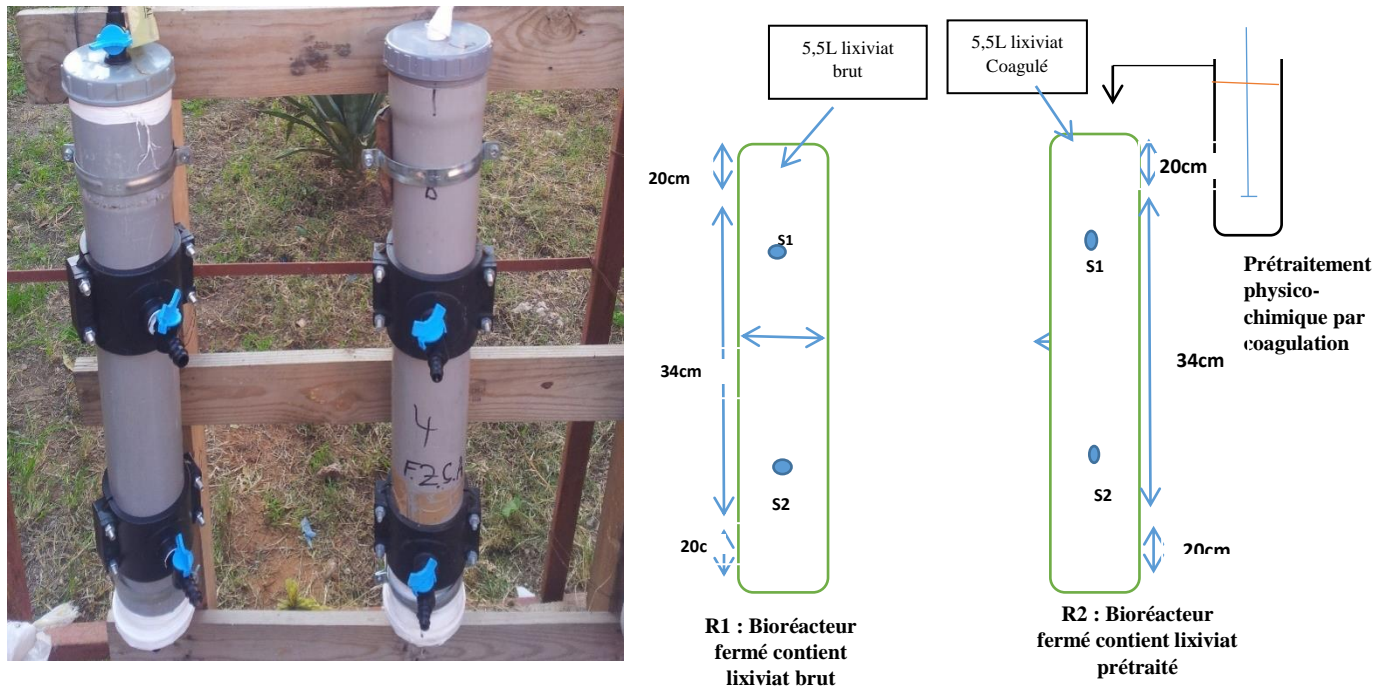


Figure 16: Schéma du dispositif expérimental du traitement adopté.

Il est important de signaler que les deux bioréacteurs fonctionnent en conditions anaérobies discontinues.

Les rendements épuratoires du bioréacteur ont été calculés selon la formule suivante :

$$\text{Rendement (\%)} = ((C_o - C_f) / C_o) * 100$$

Avec :

C_o : concentration du polluant à l'entrée du bioréacteur.

C_f : concentration du polluant à la sortie du bioréacteur.

PARTIE C : RESULTATS ET DISCUSSIONS

PARTIE C. RESULTATS ET DISCUSSIONS

CHAPITRE I: CARACTERISATION DES DECHETS

C.I.1. Introduction

La connaissance de la quantité et la composition des déchets est fondamentale pour déterminer le dimensionnement et le mode de traitement qui sera le mieux adapté dans une décharge, afin d'assurer son efficacité.

Pour ce faire, le présent chapitre est consacré à définir, la quantité et la caractérisation des déchets pour connaître leur composition, ainsi que leur évolution saisonnière.

C.I.2. Evolution de la quantité de déchets produits

L'évolution du niveau de vie et le développement démographique de la ville, sont à l'origine de l'augmentation de la production de déchets entre 2014 et 2016 (Tableau VI) (H.C.P., 2014). Elle est passée de 30000 en 2014 à 31212 tonnes en 2016, passant par un chiffre de 30600 tonnes en 2015.

Le nombre d'habitant estimé en 2016 au niveau de la ville de Fkih Ben Salah s'élève à 104 000 habitants. La production de déchets, tel qu'il a été reporté au niveau des documents de la commune de Fkih Ben Salah, est de 31 212 tonnes, soit 85,51 T/jour (Tableau VI), soit une augmentation de 1,67 T/J par rapport à l'année de 2015, et de 3,32 T/J par rapport à l'année 2014. Cette augmentation notable est due essentiellement à l'expansion urbaine, la croissance démographique ainsi qu'aux changements de modes de vie, de consommation et par conséquent de production de déchets (commune de Fkih Ben Salah).

Tableau VI : Evolution annuelle de la population (H.C.P., 2014), et de la quantité de déchets

Année	2014	2015	2016
Population estimée (Habitant)	100000	102 000	104 000
Tonnage annuel (T)	30 000	30 600	31 212
Tonnage journalier(T)	82,19	83,84	85,51

D'après le tableau VI, on déduit que le ratio de production de déchets par personne est de 0,82 Kg/personne/jour, ce ratio est identique à celui de Mostaganem (Algérie) (Guermoud

et *al.*, 2014) et il est inférieur à celui de la ville de Casablanca qui est de 0,89Kg/Personne/Jour, mais il est supérieur au ratio national qui est de 0,76 kg/personne/jour (Ghalloudi et *al.*, 2009). Par contre, les habitants de la ville de Témara-Skhirat-Harhoura génèrent moins que la ville de Fkih Ben Salah par un ratio de 0,65 kg/hab/jour (Annuaire statistique au Maroc., 2012).

En termes d'évolution mensuelle, une importante variation saisonnière est mise en évidence avec un maximum de 79,44 T/J en juillet, tandis qu'un minimum de 63,85 T/J est observé en décembre (Figure 17).

Ceci peut s'expliquer par le changement du régime alimentaire et par les habitudes du consommateur, qui privilégient la consommation de fruits et légumes durant les saisons estivales, alors que pendant les saisons hivernales, les citoyens favorisent les légumes secs.

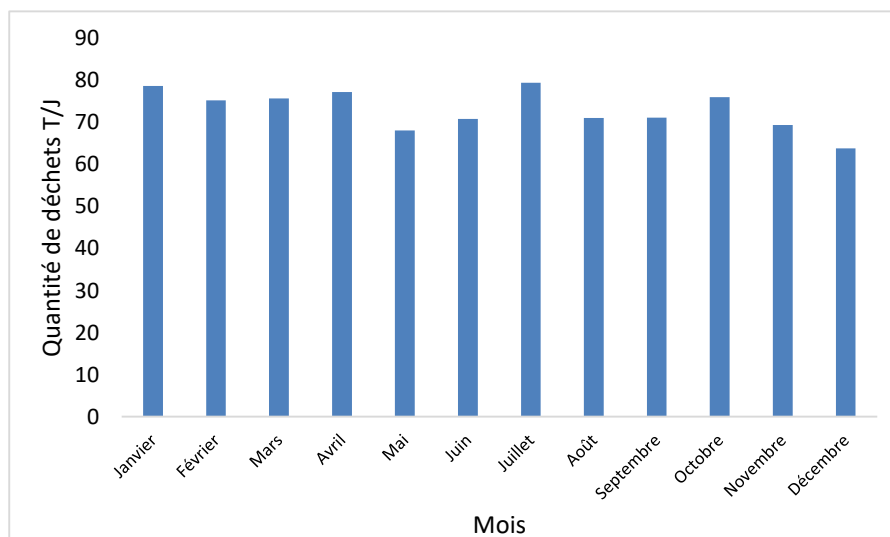


Figure 17: Evolution de la moyenne mensuelle de la quantité de déchets produite en T/J pendant l'année 2013.

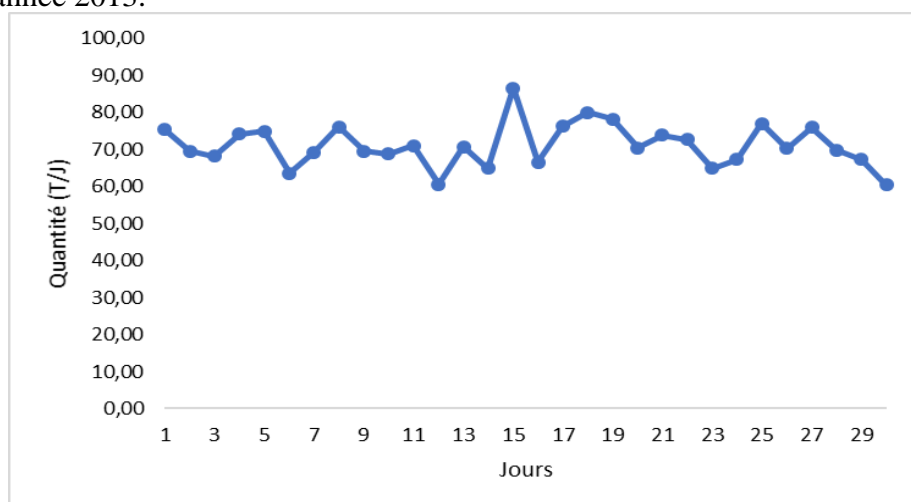


Figure 18: Evolution journalière de la quantité de déchets produite en T/J pendant le mois Septembre 2013.

Pour l'évolution journalière, et en raison de disponibilité des données uniquement du mois de septembre 2013, nous avons suivi la production de déchets durant le mois de septembre 2013 (Figure 18). Il est à constater que la production de déchets varie aussi en fonction des jours, et marque ainsi un minimum réalisé à la fin du mois septembre (60,41 T/J) et un maximum produit en mi-septembre (86,63 T/J).

Il a été rapporté que la quantité de déchets varie beaucoup en fonction de l'espace (d'un pays à l'autre, d'une ville à l'autre, etc.) et en fonction du temps (jours de la semaine, jours atypiques (fêtes et autres), saisons (humide et sèche, etc.)) (Buenrostro & Bocco., 2003). En effet, les facteurs géographique, climatique, économique, racial, culturel, social et démographique sont déterminants dans la quantité et la composition des déchets générés par une communauté donnée (Reinhart & McCauley-Bell., 1996 ; Daskalopoulos et *al.*, 1998 ; Abu-Qudais., 2000 ; Dong et *al.*, 2003 ; Buenrostro & Bocco., 2003 ; Warith et *al.*, 2005).

C.I.3. Etude de la composition des déchets de la décharge de la ville de Fkih Ben Salah

La composition moyenne des ordures ménagères peut être estimée grâce à, des campagnes de tri et d'échantillonnage réalisées à long terme (ADEME-Modecom., 1993 ; Mayster et *al.*, 1994 ; Franklin., 1998).

Les déchets ménagers sont un mélange hétérogène de matériaux ayant des propriétés physiques et chimiques très différentes. Cette composition est largement déterminée par les pratiques de consommation, celles-ci varient en fonction du niveau de vie et des habitudes culturelles d'alimentation. Au niveau de la ville de Fkih Ben Salah, le tri réalisé a permis d'identifier différents types de déchets : matière organique, plastiques (les sachets, bouteilles, bidons, etc.), cartons et papiers, tissus, verres, métaux (ferrailles, aluminium...), et emballages divers.

Ces compositions sont variables selon les jours de la semaine. Comme le montre le tableau VII, la matière organique représente la quantité la plus élevée durant toute la semaine, particulièrement le jeudi qui suit le jour du souk hebdomadaire, où la matière organique (MO) atteint sa valeur maximale (87,5%), tandis que les autres composants (verres, emballages, métaux, cartons...) représentent des quantités faibles- pendant toute la semaine- par rapport à la matière organique.

La forte teneur de la MO est peut-être due aussi au type de profil économique de la ville de Fkih Ben Salah caractérisé par une forte activité de l'agriculture, et de l'élevage.

Cette composition va ainsi être déterminante pour le choix d'une technique de traitement biologique.

Tableau VII : Composition des déchets (en %).

Composition/Jours	J1	J2	J3	J4	J5	J6	J7
	(09/06/2014) (Lundi)	(10/06/2014) (Mardi)	(11/06/2014) (Mercredi)	(12/06/2014) (Jeudi)	(13/06/2014) (Vendredi)	(14/06/2014) (Samedi)	(15/06/2014) (Dimanche)
MO (%)	76±2	77,5±3	76±2,5	87,5±3,7	79,5±4,5	73±2,9	74,5±3
Tissus (%)	9±1,2	5±0,9	8±1,5	0,5±0,07	4±0,5	8,5±1,5	8±1,9
Plastiques (%)	6±1,01	7,5±1	6,5±0,9	3±0,5	2,5±0,4	5±0,1	6,5±1,3
Cartons et Papiers (%)	4±0,9	3,5±0,8	2±0,1	5,5±1,6	6±1,0	6,5±1,2	6±1,8
Emballages Divers (%)	3±0,5	4±0,8	3±0,4	0,5±0,02	3±0,9	6±1,0	3,5±0,5
Métaux (%)	1,5±0,08	2±0,5	2±0,5	2,5±0,2	3,5±0,2	0,5±0,02	0,5±0,05
Verres (%)	0,5±0,01	0,5±0,02	1,5±0,2	0,5±0,09	1,5±0,3	0,5±0,02	1±0,1

En outre, nous avons relevé la présence d'une pratique de tri aléatoire en amont et en aval, effectuée par les chiffonniers. Cette opération est devenue très répandue dans tous les quartiers de la ville de Fkih Ben Salah comme dans la plupart des autres villes marocaines.

Ces récupérateurs informels utilisent la matière organique comme alimentation pour leur bétail et donnent une deuxième vie pour les déchets recyclables en vendant leurs articles récupérés aux entreprises de recyclages. Cette opération malgré son utilité, de réduire la quantité de déchets, présente des risques pour la santé des citoyens qui consomment le bétail nourri avec ce type de MO d'une part et pour les récupérateurs eux même qui font le tri sans aucune protection, d'autre part.

La nature des déchets de la ville de Fkih Ben Salah (Tableau VIII) est caractérisée par une forte proportion de matière organique (77,4%) et de faibles taux de matières recyclables ; plastique (5,7%), carton et papier (4,8%), verre (0,9%), et tissu (6,1%). Cette caractérisation est similaire à celles des villes marocaines, telles que Rabat (72% en MO, 9-14% en papier et

Carton, 6-7% en plastique, 2% en métal), Salé (75% en MO, 10% en papier et carton, 10% en plastique, 1,5% en verre, et 1% en métal), Agadir (77% en MO, 6% en papier et carton, 10% en plastique, 1,5% en verre, et 1,5 en métal) (Rapport sur l'état de l'environnement du Maroc., 2000), Al Hoceima (70% en MO et de faible concentration en matières minérales) (Rassam et al., (2012) et dans la ville de Targuist située au nord du Maroc (la matière organique représente 71,53%, le plastique 10,86%, le papier et le carton 7,4%, le verre 4,29%, les métaux 1,2% et le textile se trouve à 4,73%) (Haboubi et al., 2015). Ces déchets sont très humides (60 à 70%), et ont un pouvoir calorifique (900 à 1000kcal/kg) (Soudi., 2001). Dans la ville de Meknès, la fraction biologique est de 70,7 %, celle relative au papiers/cartons représente environ 6 %, tandis que la fraction plastique représente environ 7,4 %. Les autres fractions représentent 15,9%. (Lekeha et al., 2016). Il s'agit là d'une typologie retrouvée donc pour pratiquement tous les centres urbains au Maroc, dénotant d'un aspect socio-culturel très prononcé. Ce fait est renforcé par la particularité des profils observés dans les déchets des pays développés comme la France et les USA, qui se distinguent surtout par leur faible enrichissement en matière organique (respectivement 30% et 15-20%), et leur fort enrichissement en matières valorisables, comme le plastique qui est de l'ordre de 15% en France et 10% en Etats Unis (Soudi et al., 2008).

Tableau VIII : Composition moyenne des déchets.

Types de déchets	Quantité en %
Plastiques	5,7±1,89
Emballages divers	3,3±1,17
Cartons et papiers	4,8±1,65
Verre	0,9±0,48
Tissus	6,1±3,12
MO	77,4±4,79
Métaux (Fer, Aluminium)	1,8±1,07

C.I.4. Conclusion

Cette étude montre que la quantité et la composition des déchets ménagers de la ville de Fkih Ben Salah varient en fonction de la variation saisonnière et journalière. Ainsi, la quantité de déchets de la ville atteint généralement sa valeur maximale au mois de juillet avec 79,44 T/J, tandis que sa valeur minimale, qui est de l'ordre de 63,85 T/J est observée durant le mois de décembre. Pour ce qui est de la composition, nous noterons la présence de deux grandes catégories ; des déchets recyclables avec des taux relativement faibles aux alentours de 32% (dont notamment le plastique, le carton et le papier, ainsi que le verre et le tissu) et des déchets biodégradables représentés exclusivement par la matière organique avec un taux de 77,7% de la masse totale.

CHAPITRE II: CARACTERISATION DES LIXIVIATS

C.II.1. Introduction

L'étude de la caractérisation des lixiviats est une étape primordiale dans la filière de traitement, sa composition est fonction de plusieurs paramètres à savoir la nature, l'âge, le type des déchets, la méthode d'enfouissement, la nature du site, les conditions climatiques, etc... (Leclerc *et al.*, 1982 ; Navarro *et al.*, 1988 ; Khattabi., 2002).

Ce deuxième chapitre regroupe les caractéristiques des lixiviats de la décharge ainsi que leur évolution au cours du temps. Cette caractérisation est un préalable indispensable d'une part, pour caractériser la charge polluante et d'autre part, pour pouvoir ensuite envisager les filières de leur traitement. Pour ce faire, nous avons effectué une caractérisation physico-chimique mensuelle des lixiviats au cours de l'année. Une étude microbiologique a été également menée afin de dresser un tableau complet.

C.II.2. Caractérisation et évolution des paramètres physico-chimique du lixiviat.

C.II.2.1. Caractérisation mensuelle de la composition physico-chimique du lixiviat.

Les paramètres physico-chimiques des lixiviats jeunes de la ville de Fkih Ben Salah ont été suivis mensuellement du juillet 2013 au Juin 2014. Les valeurs moyennes mensuelles enregistrées sont présentées dans le tableau IX.

Les analyses physico-chimiques du lixiviat brut ont montré qu'il a un caractère acide (pH = 4,3). Ce caractère acide est dû au fait que le lixiviat est jeune. Ce constat est relevé par plusieurs auteurs (Bhalla *et al.*, 2012, Jirou *et al.*, 2014, Benyoucef *et al.*, 2015).

De même, ces analyses ont montré que tous les paramètres caractéristiques dépassent les valeurs limites générales de rejet. La conductivité électrique de 22,71 ms/cm, contient une concentration en MES de 1755,74 mg/L et une turbidité très élevée de 5710,05 NTU.

La pollution organique est de l'ordre de 25608,34 mgO₂/L pour la DCO et de 10612,26 mgO₂/L de la DBO₅. Ces valeurs restent supérieures aux normes générales de rejets DCO = 500 mgO₂/L, DBO = 100 mgO₂/L).

En effet, la composition du lixiviat issu de la décharge de Fkih Ben Salah, est typique d'une décharge à caractère ménager, et comparable à d'autres décharges marocaines dont le

lixiviat est jeune, à savoir ; Kasba Tadla ($T=22^{\circ}\text{C}$, $\text{pH} = 4,49$, Conductivité = $26720 \mu\text{s}/\text{cm}$, turbidité = 2890 NTU , et $\text{DCO} = 25700 \text{ mgO}_2/\text{L}$) Benyoucef et *al.*, (2015), La décharge de Fès ($T = 20^{\circ}\text{C}$, $\text{pH} = 4,3$, $\text{CE} = 14700 \mu\text{s}/\text{cm}$, $\text{DCO} = 72,00 \text{ mgO}_2/\text{L}$, $\text{DBO}_5 = 44,000 \text{ mgO}_2/\text{L}$, et $\text{MES} = 12,560 \text{ mg}/\text{L}$) (Jirou et *al.*, 2014).

Concernant la pollution minérale, on note la présence d'une forte charge traduite par des teneurs en Ca ($2175 \text{ mg}/\text{L}$), Al ($2,78 \text{ mg}/\text{L}$), Mg ($204,85 \text{ mg}/\text{L}$), P ($120,02 \text{ mg}/\text{L}$), Cl ($2148,38 \text{ mg}/\text{L}$), Sulfates ($1272,00 \text{ mg}/\text{L}$), et K ($844,96 \text{ mg}/\text{L}$).

Quant à la pollution métallique, on note la présence d'une forte charge traduite par des teneurs en Fer ($59,038 \text{ mg}/\text{L}$), en Plomb ($1,97 \text{ mg}/\text{L}$), en Cuivre ($2,00 \text{ mg}/\text{L}$) ; et en Zinc ($8,54 \text{ mg}/\text{L}$). Ces valeurs sont élevées, témoignant d'une pollution par plusieurs types de rejets solides industriels riches en éléments minéraux et métaux. Elles sont supérieures aux valeurs trouvées dans la décharge de Fès ($\text{Fe} = 33,72 \text{ mg}/\text{L}$, et $\text{Cd} = 4,36 \text{ mg}/\text{L}$) (Bouaouine et *al.*, 2015), et inférieures à celles de la décharge d'Oran (Algérie) ($\text{Ca} = 5216 \text{ mg}/\text{L}$, et $\text{Mg} = 4800 \text{ mg}/\text{L}$) (Bennama., 2010) et de Larache ($\text{Fe} = 650 \text{ mg}/\text{L}$) (Er-Raioui et *al.*, (2011).

Tableau IX : Caractérisation physico-chimique du lixiviat de la décharge de Fkih Ben Salah

Paramètre	Valeur minimale	Valeur maximale	Moyenne \pm Ecart-type	* VLGR
pH	3,7	4,9	4,3 \pm 0,15	6,5-9,5
T (°C)	28,16	33,15	30,65 \pm 0,12	30
Conductivité électrique (ms/cm)	19,89	24,98	22,71 \pm 2,5	2,7
Salinité (PSU)	13,02	14,23	13,45 \pm 0,68	-
MES (mg/L)	998,02	2654,95	1755,74 \pm 223,8	100
Turbidité (NTU)	3069,20	8025,39	5710,05 \pm 332,4	-
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	5912,3	16439,09	10612,26 \pm 385,5	100
DCO (mgO ₂ /L)	17620,00	41230,67	25608,34 \pm 566,7	500
DBO ₅ /DCO	0,33	0,57	0,42 \pm 0,08	-
Dureté totale (mg/L)	37,67	108,00	74,23 \pm 4,23	-
Phosphore total (mg/L)	62,32	184,13	120,02 \pm 6,28	15
Orthophosphates (mg/L)	41,54	111,37	87,18 \pm 5,5	-
NTK (mg/L)	886,67	3530,00	2224,58 \pm 120,169	40
Calcium (mg/L)	2075	2275	2175 \pm 100,00	-
Magnésium (mg/L)	198,16	215,38	204,85 \pm 9,23	2
Aluminium (mg/L)	2,49	3,04	2,78 \pm 0,27	10
Sodium (mg/L)	1170	4680	2759 \pm 228,34	
Silicium (mg/L)	3,168	4,86	3,74 \pm 3,74	0,1
Soufre (mg/L)	498,32	585,12	553,243 \pm 47,769	1
Potassium (mg/L)	813,57	865	844,96 \pm 27,53	-
Molybdène (mg/L)	9,06	10,12	9,47 \pm 0,57	-
Sulfates (mg/L)	832,00	1621,00	1272 \pm 207,37	600
Chlorures (mg/L))	710,00	3905,00	2148,38 \pm 129,59	0,2
Cadmium (mg/L)	0,013	0,041	0,030 \pm 0,012	0,2
Plomb (mg/L)	1,29	2,74	1,97 \pm 0,253	1
Cuivre (mg/L)	1,58	2,52	2,00 \pm 0,40	2
Zinc (mg/L)	6,15	9,92	8,54 \pm 0,58	5
Fer (mg/L)	55,03	63,58	59,038 \pm 3,68	5

*Valeurs limites générales de rejet de déversement (Ministère délégué auprès du Ministre de l'Energie des Mines de l'Eau et de l'Environnement chargé de l'Eau (2014).

Les concentrations de différents polluants relevées au niveau du lixiviat de la décharge de Fkih Ben Salah sont généralement différentes de celles des autres décharges. Ceci est dû à la nature des déchets, à l'âge de la décharge et aux conditions climatiques (Kurniawan., 2006b ; Adhikari et al., 2014 ; Rapport d'étude diagnostic., 2016).

Les valeurs du pH de lixiviats, enregistrées durant la période d'étude (Figure 19), marquant un caractère acide (4,3 en moyenne) avec un minimum de 3,7 (Juillet 2013), et un maximum de 4,9 (Décembre 2013).

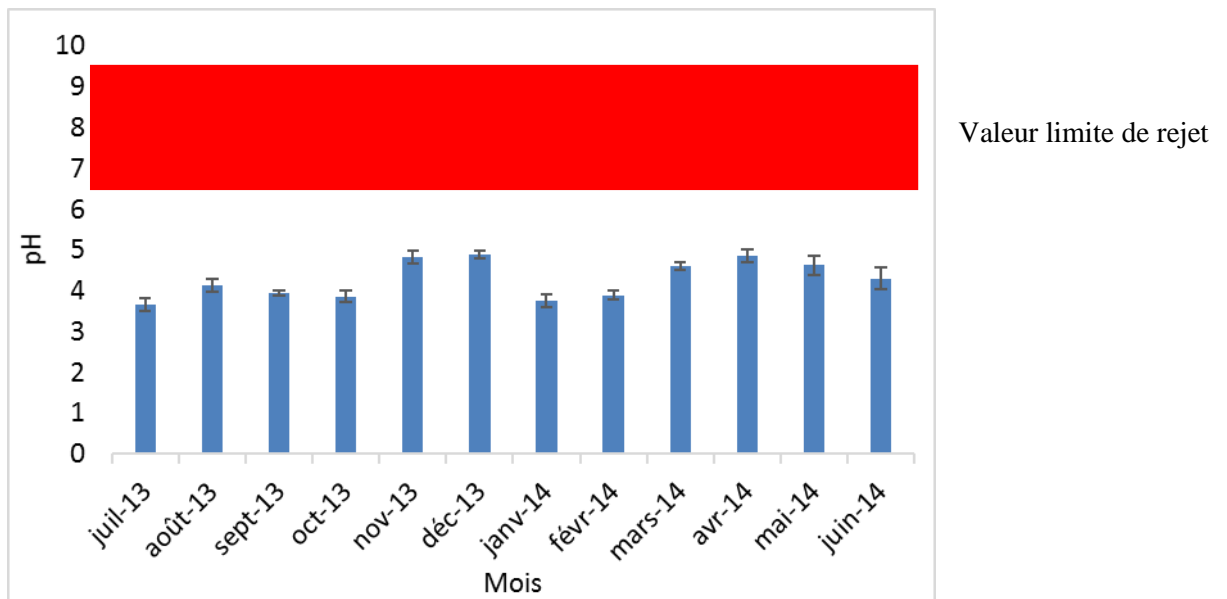


Figure 19: Variation mensuelle du pH.

Ces valeurs reflètent bien la phase d'évolution biologique en tant que des lixiviats jeunes et non pas encore stabilisés et qui correspond probablement à la phase d'acidogénèse.

Concernant la conductivité électrique, elle oscille entre un minimum de 19,89 ms/cm (Janvier) et un maximum de 24,98 ms/cm (Juin) (Figure 20), soit une valeur moyenne de 22,71 ms/cm. Quant à la concentration en MES, elle présente un minimum de 998,02 mg/L (février), et un maximum de 2655 mg/L (Juillet), soit une valeur moyenne de 1755,74 mg/L (Figure 21).

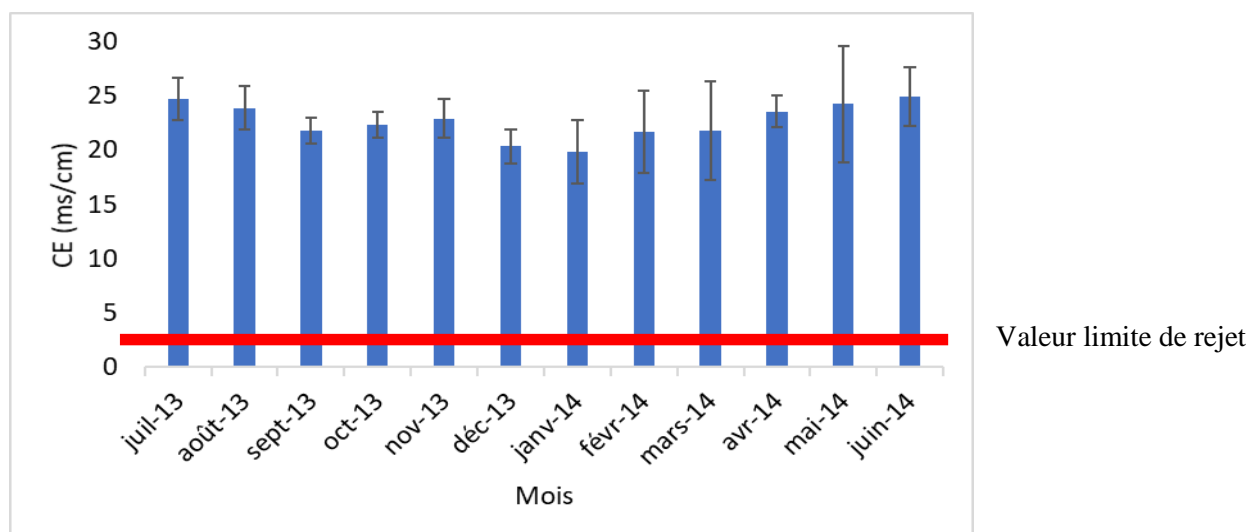
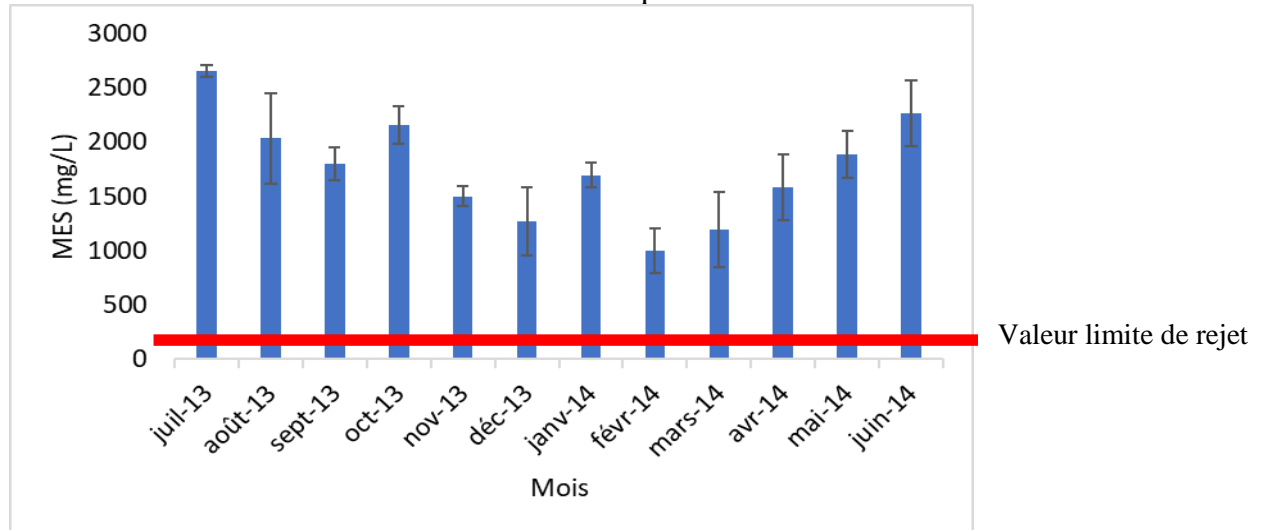


Figure 20: Evolution mensuelle de la conductivité électrique en ms/cm.**Figure 21:** Evolution mensuelle de la matière en suspension en mg/L.

Cette variation peut être expliquée par l'effet de dilution durant la période pluviale et par l'effet de l'évaporation pendant l'été. Ces valeurs sont très élevées par rapport aux valeurs limites (CE = 2,7 ms/cm, et MES = de 100 mg/L). Néanmoins, elles se trouvent dans les fourchettes des valeurs habituellement rencontrées dans les lixiviats (Jirou et al., 2014, Bouaouine et al., 2015).

La figure 22 qui présente la turbidité, montre une valeur moyenne relativement élevée soit 5710,05 NTU et qui peut atteindre une valeur maximale de 8025,39 NTU. Ces valeurs sont très élevées comparativement à celles trouvées par d'autres auteurs : 2053 NTU dans la décharge de Fès (Khalil., 2015). 1360 NTU dans la décharge de Ouèssè-Ouidah (sud Bénin) (Toklo et al., 2015) et 840 NTU dans la décharge de OumAzza à Rabat (Benradi et al., 2016).

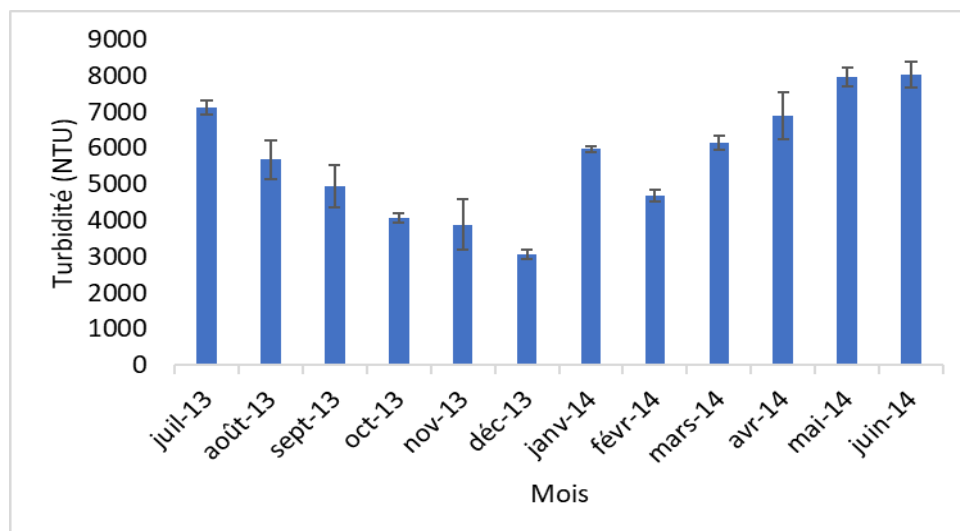
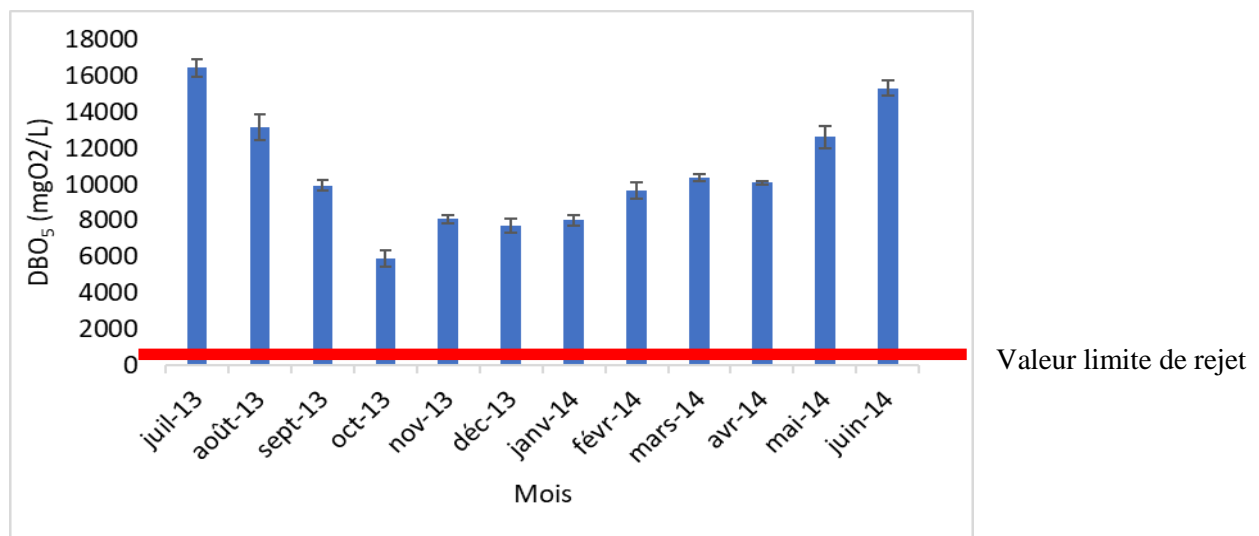
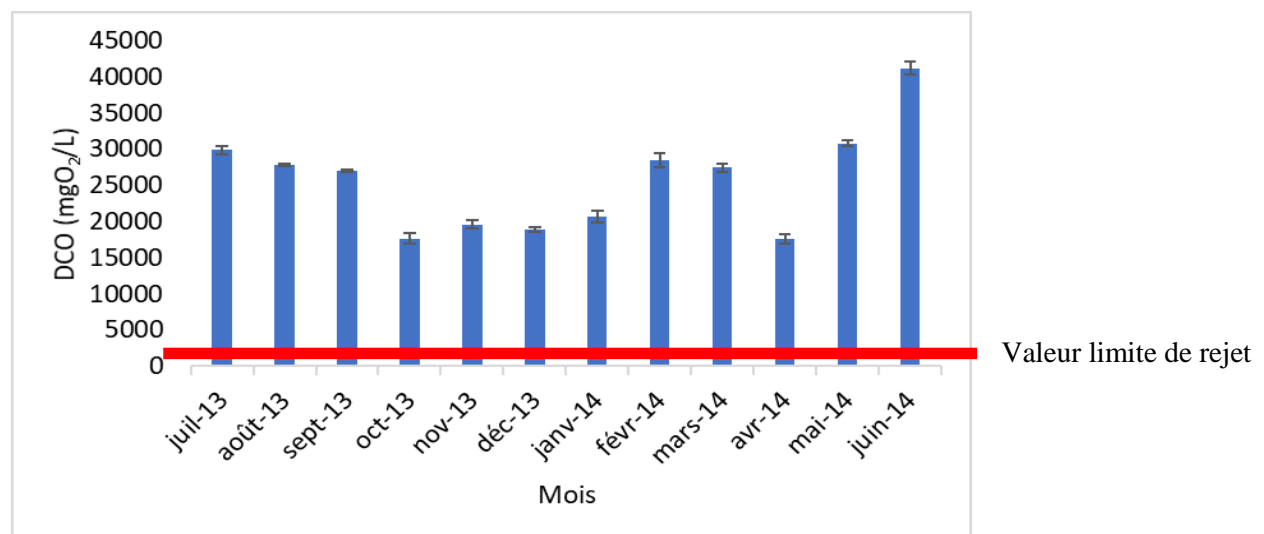


Figure 22: Evolution mensuelle de la turbidité en NTU.

D'après la figure 23, la DBO₅ varie entre un maximum de 16439,1 mgO₂/L (juillet) et un minimum de 5912,3 mgO₂/L (Octobre), alors que la moyenne est de 10612,27mgO₂/L. Ces valeurs se situent entre 500 et 68000 mgO₂/L, intervalle relatif à la phase acidogène (Kjeldsen *et al.*, 2002), ce qui correspond aux lixiviats à caractère ménager (20-57000mgO₂/L) (Christensen *et al.*, 1994).

**Figure 23:** Evolution mensuelle de la DBO₅ en mgO₂/L.

La DCO manifeste des valeurs très élevées (Figure 24), allant de 17620 mgO₂/L (Avril 2014) à 41230,7 mgO₂/L en Juin 2014, correspondant à une moyenne de 25608,35 mgO₂/L. Ces valeurs élevées sont probablement dues au caractère jeune du lixiviat et à la présence d'entités minérales, dont notamment les chlorures.

**Figure 24:** Evolution mensuelle de la DCO en mgO₂/L.

La DCO et la DBO₅ sont supérieures aux normes relatives aux rejets (DCO = 500 mgO₂/L, DBO = 100 mgO₂/L). Elles sont indicatrices d'une forte charge organique et sont comparables avec celles des lixiviats d'autres décharges comme celle de la ville d'Agadir (DCO = 72000 mgO₂/L, DBO = 44000 mgO₂/L) (Bhalla et *al.*, 2012), mais sont supérieures à celles obtenues à Fès (Maroc) (DCO = 5400 mgO₂/L et DBO₅ = 1700 mgO₂/L (Bouaouine et *al.* 2015).

Le rapport DBO₅/DCO caractérisant la biodégradabilité de la matière organique (Figure 25) montre des valeurs de 0,33 (Octobre 2013) et de 0,57 (Avril 2014), avec une moyenne de 0,41.

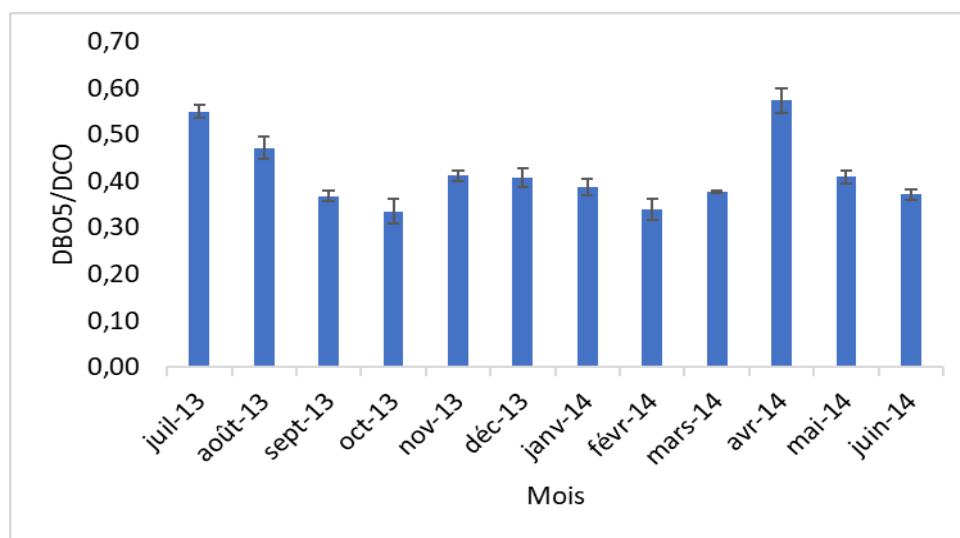


Figure 25: Evolution mensuelle de la DBO₅/DCO.

Ces valeurs traduisent une moyenne à forte biodégradabilité des lixiviats. Selon Millot, (1986), et Ramade, (1998), ces valeurs correspondent à des lixiviats instables et de biodégradabilité moyenne (DBO₅/DCO > 0,3). Cependant, elle est forte selon Clement (1994). Qasim & Chiang (1994), et Kang et *al.*, (2002) ont avancé que la matière organique est biodégradable quand le lixiviat est jeune, et que cette biodégradabilité diminue avec le temps. Zalaghi et *al.*, (2014) ont trouvé une valeur de biodégradabilité d'environ 0,7. Par contre, pour la décharge d'Agadir, ce rapport varie entre 1,34 et 2,22.

Les lixiviats sont très riches en azote total Kjeldhal NTK (Figure 26). Ils présentent une valeur moyenne de 2224,59 mg/L avec une valeur maximale de 3530 mg/L (Avril 2014). Ces valeurs sont très élevées par rapport à d'autres décharges marocaines, telle que la décharge de Larache (975 mg/L en période humide et 800 mg/L en période sèche) (Er-Raioui et *al.*, 2011). Ceci est confirmé par des études réalisées dans d'autres régions marocaines

(Lhadi et *al.*, 1996 ; Amhoud., 1997 ; Laftouhi et *al.*, 2003) et en Europe (Exner et *al.*,1985 ; Baun et *al.*, 2000). Les principales sources de la contamination par la pollution azotée sont dues aux déchets issus des activités agricoles (fertilisants azotés, l'élevage, certains déchets industriels comme l'abattoir).

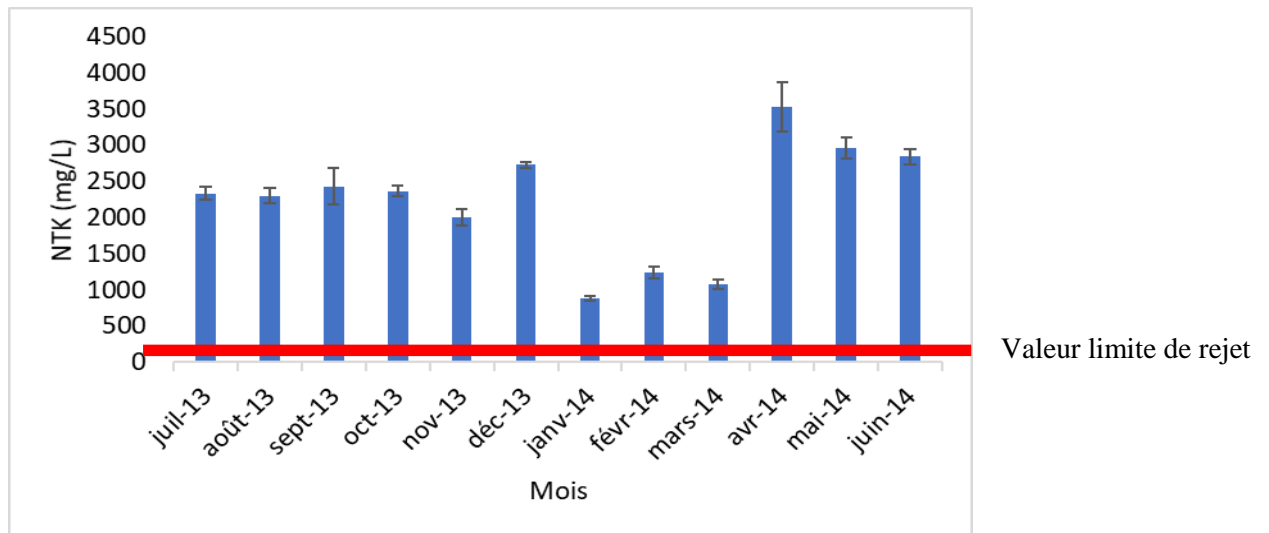


Figure 26: Variation mensuelle de l'Azote Total NTK en mg/L.

Les analyses ont montré que la moyenne du phosphore total dans les lixiviats durant la période d'étude (Figure 27) est de 120,024 mg/L, avec un minimum enregistré de 62,318 mg/L (Février 2014), et un maximum de 184,133 (Octobre 2013). La présence du phosphore dans les déchets provient de certaines catégories de déchets comme les os, les combustibles non classés et les déchets putrescibles (ADEME., 1999).

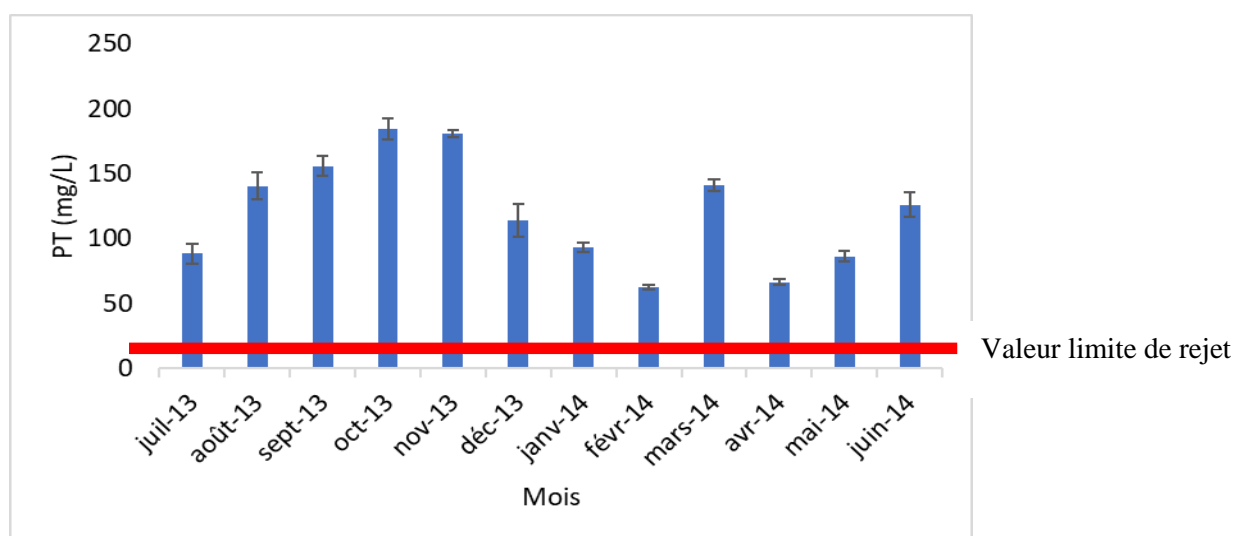


Figure 27: Variation mensuelle du Phosphore Total en mg/L.

Les ortho-phosphates présentent des teneurs élevées dans les lixiviats (Figure 28), les valeurs enregistrées durant cette période sont en moyenne de 87,18 mg/L.

Le PT et les orthophosphates sont élevés à cause du fait que les lixiviats sont jeunes (Farquhar., 1989).

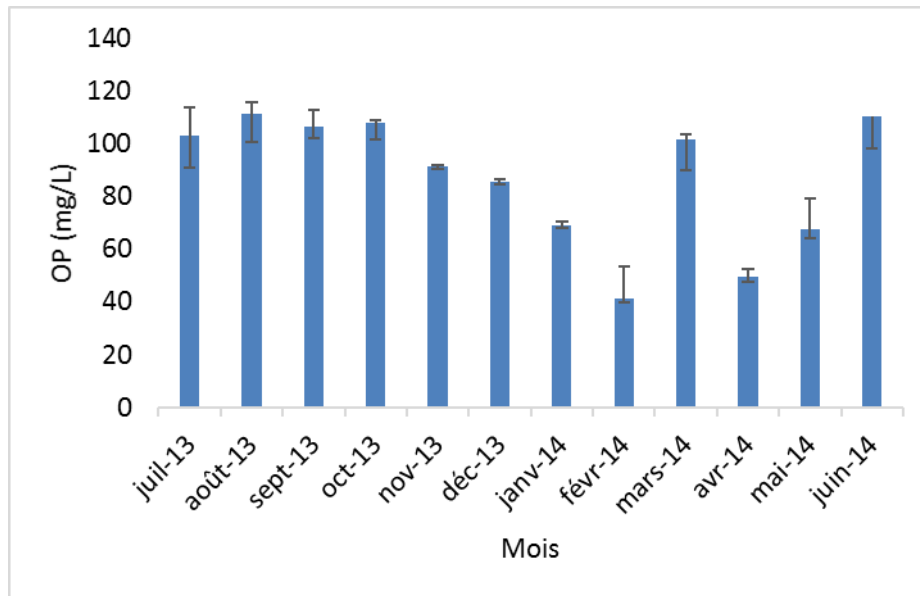


Figure 28: Variation mensuelle des Orthophosphates en mg/L.

La dureté totale présente une moyenne de 74,22 mg/L (Figure 29). La valeur minimale est enregistrée pendant la période humide est de 37,667 mg/L en décembre 2013, par contre la valeur maximale atteinte pendant la période sèche est de 108 mg/L en juillet 2013.

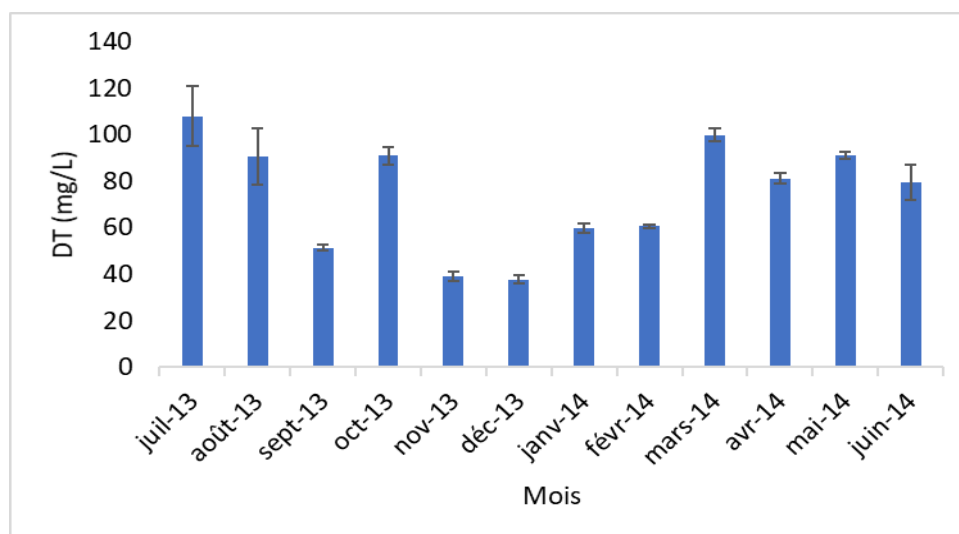


Figure 29: Variation mensuelle de la dureté totale en mg/L.

Les lixiviats de la décharge de Fkih Ben Salah présentent des teneurs très importantes en ions Cl⁻, allant de 710 mg/L (Décembre 2013) à 3905 mg/L en Aout 2013, correspondant une moyenne de 2148,38 mg/L (Figure 30). Les fortes teneurs en chlorures enregistrées en période sèche (juin, juillet, août, et septembre) peuvent s'expliquer par l'absence des précipitations qui peuvent engendrer des phénomènes de dilution des lixiviats, et qui deviennent de plus en plus riches en chlorures.

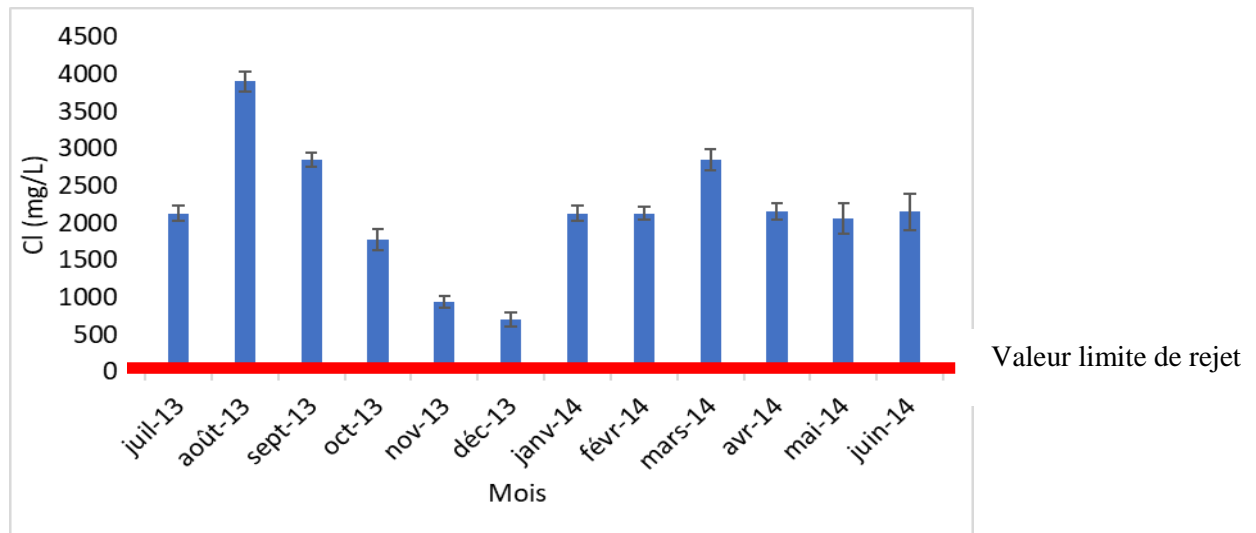


Figure 30: Variation mensuelle de Chlore mg/L.

Ces résultats sont confirmés par d'autres études comme celles de Reitz et *al.*, (1990), qui ont montré que les déchets renferment des concentrations importantes de chlorures. Par ailleurs, Ozanne (1990) a montré que généralement les déchets produisent des percolats très chargés en chlorures.

Les valeurs en sodium (Figure 31) sont très importantes et oscillent entre un minimum de 1170mg/L en décembre et un maximum de 4680 mg/L en août, soit 2759 mg/L en moyenne. Amiyare et al., et al 2016 ont trouvé des valeurs similaires dans la décharge de Kenitra (Na = 1997 mg/L).

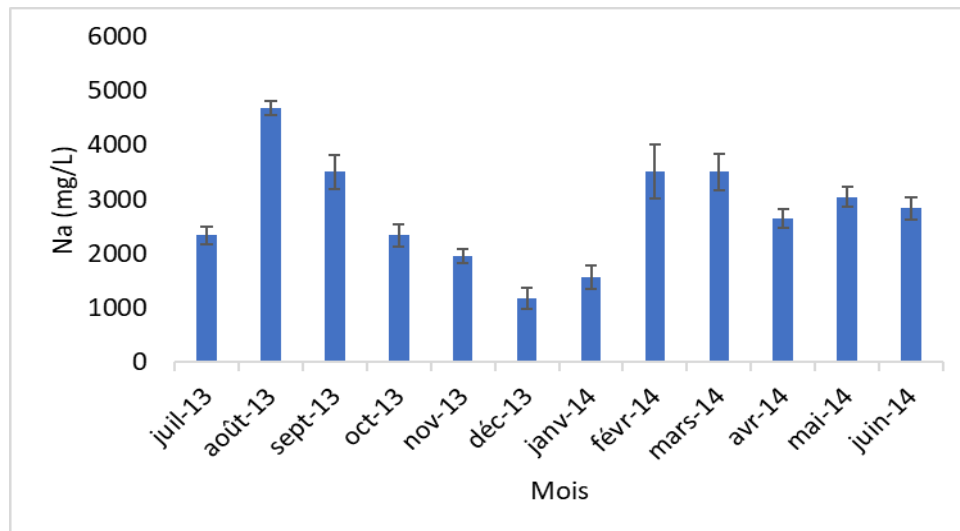


Figure 31: Variation mensuelle de Sodium en mg/L.

Les analyses montrent que les lixiviats de la décharge de Fkih Ben Salah, sont très riches en ions sulfates (Figure 32), avec une moyenne de 1272 mg/L. Cette valeur est comprise entre un minimum de 832 mg/L (Février 2014), et un maximum de 1621 mg/L (juin 2014). Ces valeurs ont été confirmées par Robinson et Licas (1985), qui ont montré que la forte présence des sulfates dans les lixiviats est due à des déchets riches en soufre tel que le bois et le plâtre.

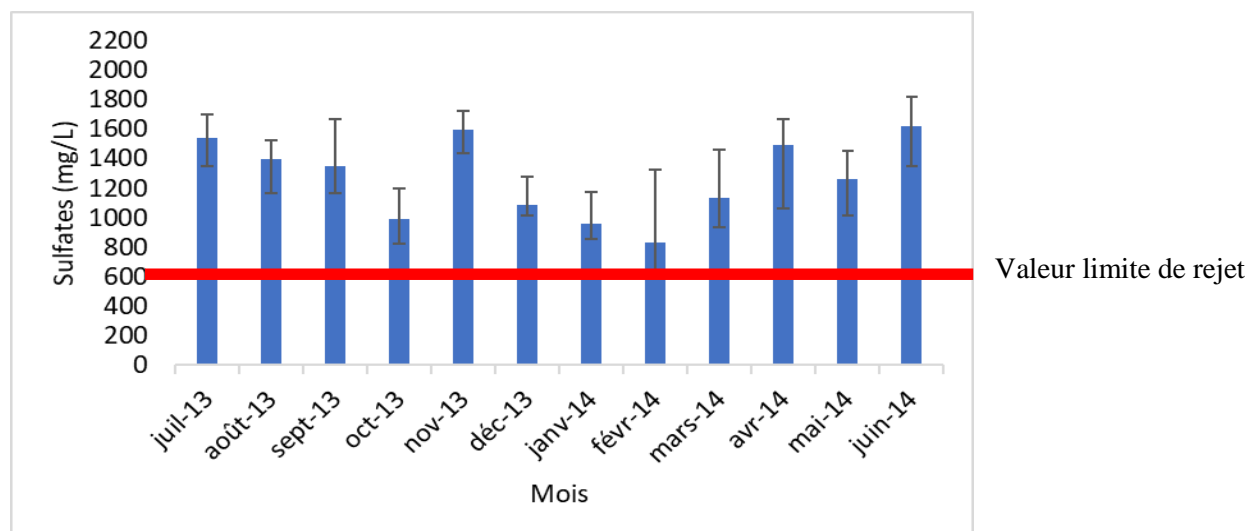


Figure 32: Variation mensuelle des Sulfates en mg/L.

En comparaison avec d'autres décharges marocaines comme celle de Larache (366 mg/L en été et 240 mg/L en hivers) (Er-raioui, H et *al.* 2011), les lixiviats de Fkih Ben Salah présentent des concentrations riches en ions sulfates.

L'analyse de la composition en métaux lourds (Fe, Zn, Cu, Pb, et Cd) des lixiviats (Figures 33, 34, 35, 36 et 37) a mis en évidence l'importante charge métallique du percôlat. La grande variation des teneurs en métaux lourds peut être associée à la forte hétérogénéité des déchets et la présence des déchets industriels.

D'après les résultats (Figure 33), le fer est présent en grande quantité avec des gammes de concentrations de 55,032 mg/L (Août 2013) comme valeur minimale et 63,58 mg/L (Novembre 2013) comme valeur maximale. Il est suivi par le zinc, sa concentration moyenne est 8,54 mg/L (Figure 34), ensuite par le cuivre (Figure 35) et le Plomb (Figure 36) à des concentrations moyennes de 2 mg/L, enfin, le cadmium (Figure 37) qui présente une faible concentration (0,030 mg/L).

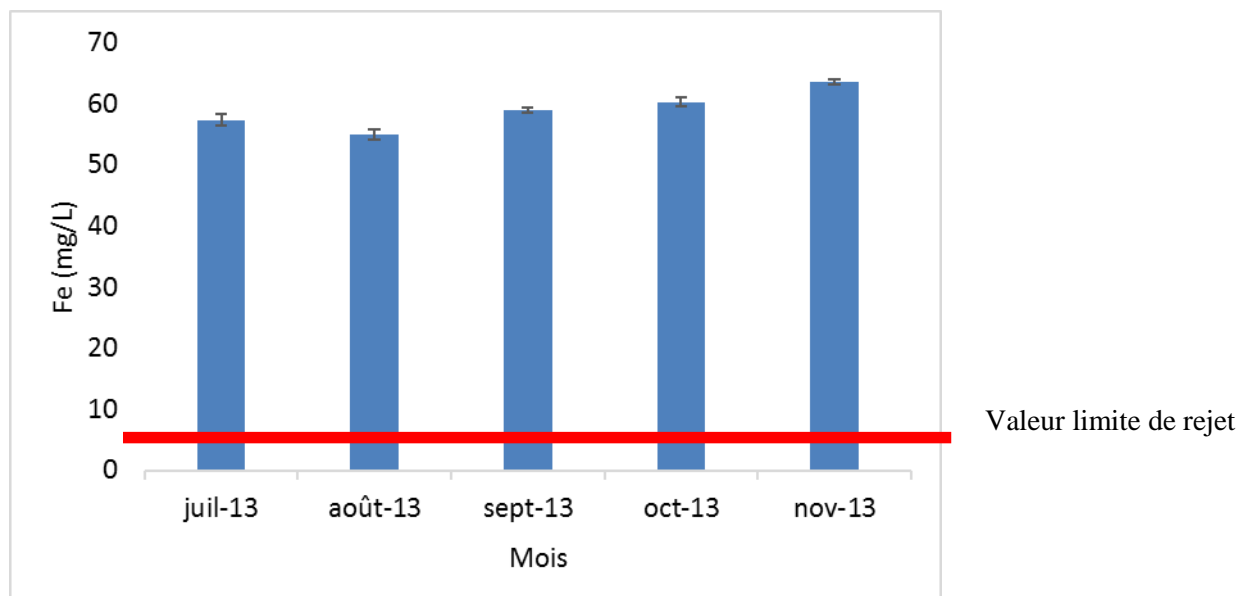


Figure 33: Variation temporelle de la concentration métallique du Fer en mg/L.

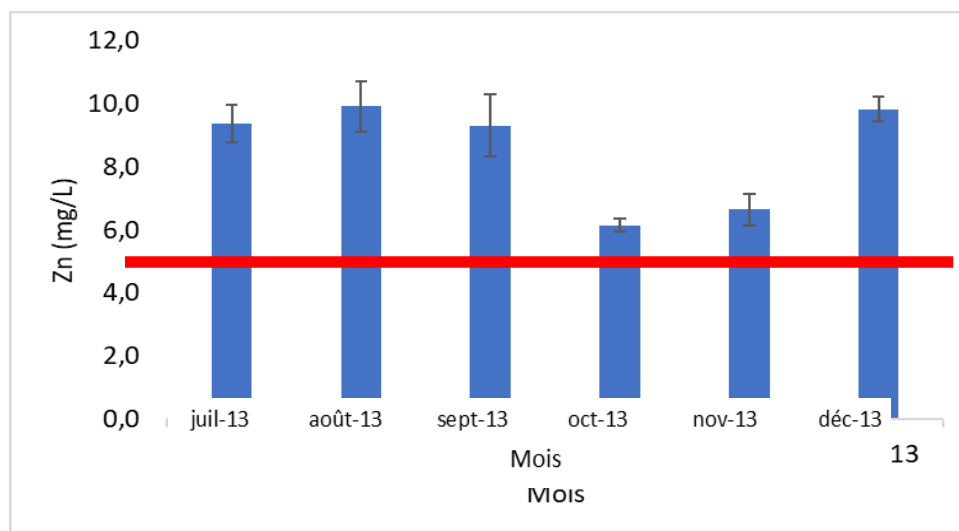


Figure 34: Variation temporelle de la concentration métallique du Zinc en mg/L.

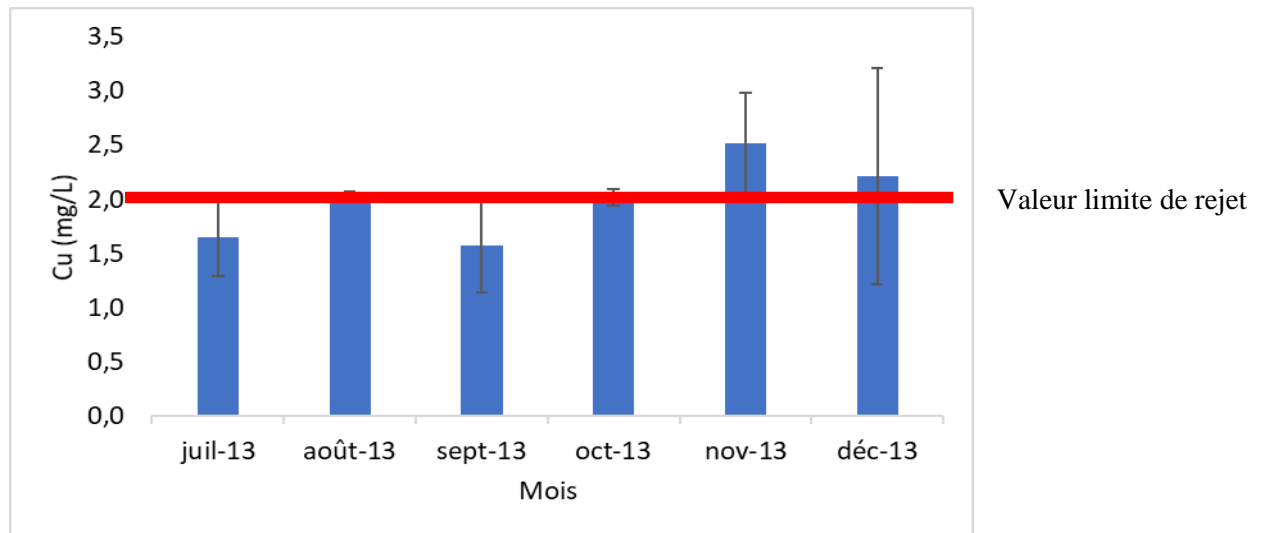


Figure 35: Variation temporelle de la concentration métallique du Cuivre en mg/L.

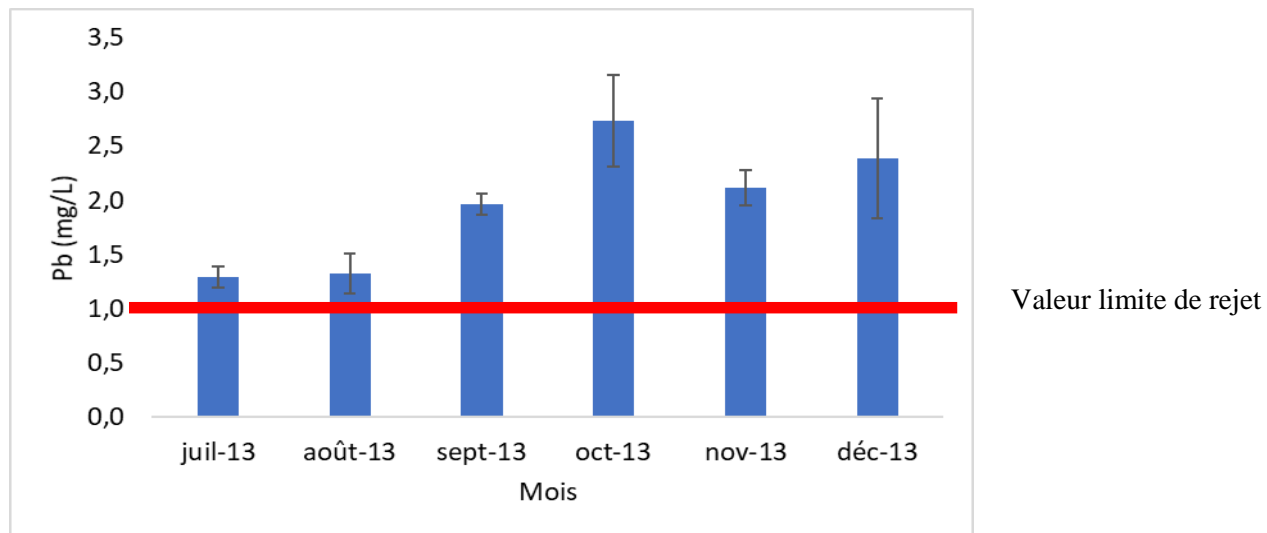


Figure 36: Variation temporelle de la concentration métallique du Plomb en mg/L.

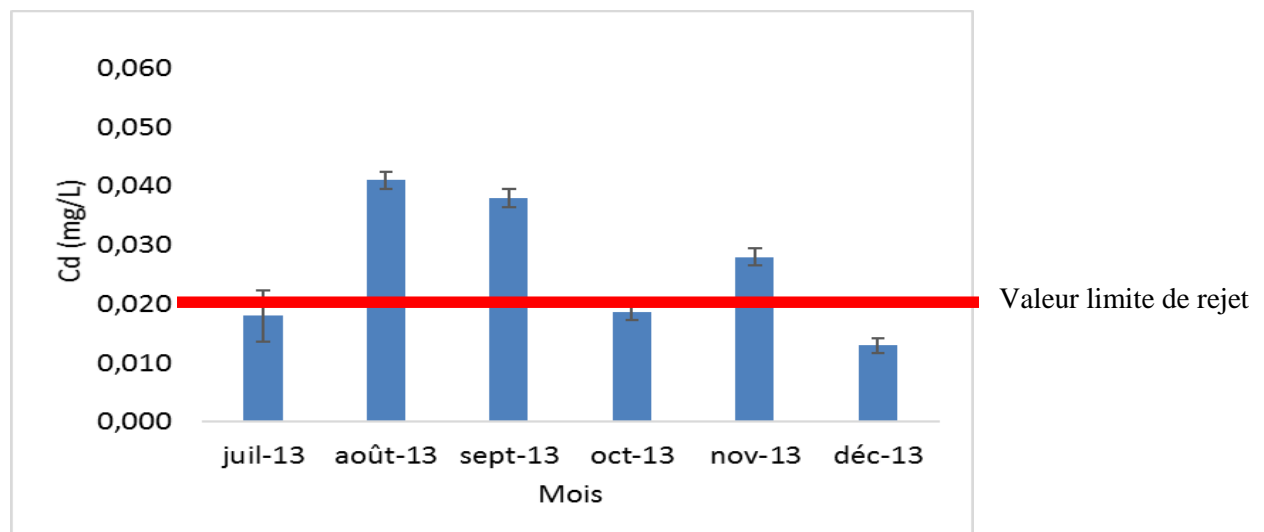


Figure 37: Variation temporelle de la concentration métallique du Cadmium en mg/L.

La forte concentration en fer est confirmée par (Al-Yaqout et al, 2003, et Amiyare et al. 2016) (200 mg/l). Ce métal est essentiellement présent dans les matériaux métalliques des déchets.

Le zinc est un élément plus lixiviable dans un déchet frais. Il provient de déchets spéciaux comme les piles, les pigments de peinture, et les stabilisants ou les caoutchoucs. Quant au cuivre, il peut provenir des encres d'imprimeries ou encore des peintures (Legret, 1993).

La présence des métaux lourds dans les lixiviats est due essentiellement à leur pH. Ce dernier rend aisée la mobilité de ces métaux dans l'environnement (Bourg et Louch., 1995). En effet, la phase d'acidogénèse se caractérise par une plus forte teneur en métaux lourds (Berthe., 2006).

C.II.3. Caractérisation microbiologique du lixiviat de la décharge de FBS

L'examen des résultats de caractérisation bactériologique des lixiviats de la décharge de Fkih Ben Salah (Tableau X) a montré des taux élevés de coliformes totaux ($5,112 \times 10^6$ UFC/100mL), de coliformes fécaux ($0,165 \times 10^6$ UFC/100mL), *Escherichia coli* ($0,054 \times 10^6$ UFC/100mL), *Streptocoques* ($0,034 \times 10^6$ UFC/100mL), entérocoques ($0,094 \times 10^6$ UFC/100mL), *Pseudomonas sp* ($0,7 \times 10^6$ UFC/100mL), et *Staphylococcus sp* ($0,140 \times 10^6$ UFC/100mL), et la présence de traces de la salmonella. Ce qui rend ces lixiviats extrêmement toxiques et présentent ainsi un danger permanent pour l'environnement et le milieu souterrain.

Le tableau X ci-dessous présente les caractéristiques microbiologiques du lixiviat brut.

Tableau X : Caractérisation microbiologique du lixiviat de la décharge de la ville de Fkih Ben Salah

Bactéries	x 10 ⁶ UFC/100mL
Coliformes totaux	5,112 ± 0,0012
Coliformes fécaux	0,165 ± 0,00656
<i>Escherichia coli</i>	0,054 ± 0,00083
Streptocoques	0,034 ± 0,00051
Entérocoques intestinaux	0,094 ± 0,00073
<i>Pseudomonas sp</i>	0,7 ± 0,00591
<i>Staphylococcus sp</i>	0,140 ± 0,00232
<i>Salmonella sp</i>	+

Les résultats trouvés sont identiques à ceux des autres décharges marocaines, comme celle de Kénitra où les lixiviats présentent une charge microbienne de $80,59 \times 10^6$ UFC/mL de

coliformes totaux, $0,93 \times 10^6$ UFC/ml de coliformes fécaux, $0,12 \times 10^6$ UFC/mL de staphylococcus, $40,21 \times 10^6$ UFC/mL (Abed et al., 2014), et $0,9 \times 10^5$ UFC/ml de CT, $0,7 \times 10^4$ UFC/ml de CF, $0,31 \times 10^5$ UFC/ml de streptocoques fécaux et la présence de salmonella sur la même décharge (Amiyare et al., 2016). De même, pour la décharge de Fès, Ez zoubi et al (2010), ont montré la présence de forte concentration en coliformes totaux ($6,28 \times 10^6$ UFC/mL), en coliformes fécaux ($1,39 \times 10^5$ UFC/mL) et en streptocoques fécaux (6×10^6 UFC/mL). Sackey & Meiza (2015), ont trouvé dans les lixiviats de la décharge Accra (Ghana) des valeurs proches 26×10^6 CFU/100 ml pour les CT ; 33×10^5 CFU/100 mL pour les CF, $2,4 \times 10^5$ CFU/100 mL pour E. coli, 41×10^3 CFU/100 mL pour Salmonella. Sackey&Meizah (2015) ont obtenu des résultats quasi identiques : 26×10^6 CFU/100 mL pour CT, 33×10^5 CFU/100 mL pour CF, $22,4 \times 10^5$ CFU/100 mL pour E. coli, et 41×10^3 CFU/100 mL pour Salmonella.

C.II.4. Conclusion

Les résultats obtenus ont montré que la décharge de Fkih Ben Salah produit une quantité importante des lixiviats à forte charge polluante : organique, métallique, minérale et microbienne. Ce qui rend ces lixiviats extrêmement toxiques et présentent ainsi un danger permanent pour la santé de la population riveraine, l'environnement avoisinant, et un risque de contamination de la nappe phréatique qui circule à des faibles profondeurs, sous un substratum perméable, d'où la nécessité d'un traitement spécifique.

CHAPITRE III: EVALUATION ECOTOXICOLOGIQUE

C.III.1. Evaluation écotoxicologique

C.III.1.1. Etude de la survie de la moule *Mytilus galloprovincialis*

Le tableau XI représente le calcul de la probabilité de survie de trois groupes de la moule *Mytilus galloprovincialis*, le premier et le deuxième groupe sont contaminés respectivement à des concentrations de 0,5% (C₁) et de 1% (C₂). Le troisième groupe constituant le témoin n'a subi aucune contamination. Pendant les mois de mars, avril et mai 2016, chaque groupe de moules présente une probabilité de survie après 15 jours de suivi.

Tableau XI : Probabilités de survie de différents groupes de moules étudiés pendant les mois de mars, d'avril et de mai 2016.

Mars-2016			
Effectif de survivants (n)	Temps de survie (jours)	Probabilité de survie S(t)	Ecart-type de S(t)
Témoin			
27	15,0+	0,90	0,06
C₁ (0,5%)			
14	15,0+	0,42	0,09
C₂ (1%)			
16	15,0+	0,50	0,09
Avril-2016			
Effectif de survivants (n)	Temps de survie (jours)	Probabilité de survie S(t)	Ecart-type de S(t)
Témoin			
24	15,0+	0,83	0,07
C₁ (0,5%)			
11	15,0+	0,37	0,09
C₂ (1%)			
12	15,0+	0,40	0,09
Mai-2016			
Effectif de survivants (n)	Temps de survie (jours)	Probabilité de survie S(t)	Ecart-type de S(t)
Control (T)			
23	15,0+	0,77	0,08
C₁ (0,5%)			
8	15,0+	0,27	0,08
C₂ (1%)			
12	15,0+	0,40	0,09

Les figures 38, 39 et 40 montrent les fonctions de survie de trois groupes de moules étudiés en se basant sur l'utilisation de la méthode de Kaplan Meier. Nous notons ainsi que la probabilité de survie est inversement proportionnelle au taux de mortalité.

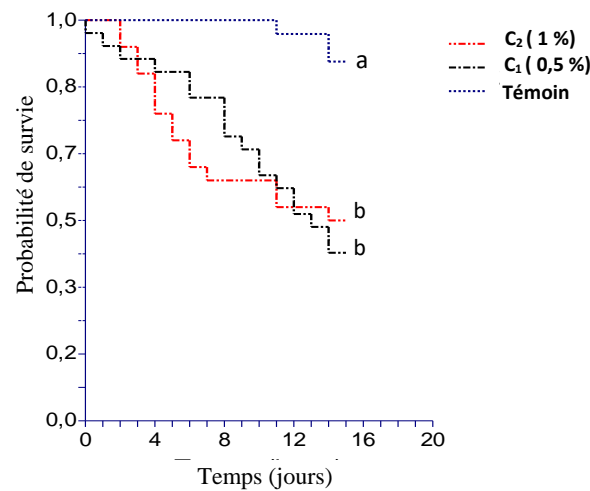


Figure 38: Courbes de survie de la moule *Mytilus galloprovincialis* des groupes étudiés au mois de mars 2016. (Les courbes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 95%).

Au mois de Mars 2016, la probabilité de survie est en effet de 0,9 pour le groupe témoin, alors qu'elle est seulement de 0,50 pour les moules contaminées par la concentration C2 et de 0,42 pour les moules contaminées par la concentration C1. La comparaison entre les courbes de survie a révélé une différence statistiquement significative entre le groupe témoin et les deux autres groupes ($p < 0,05$).

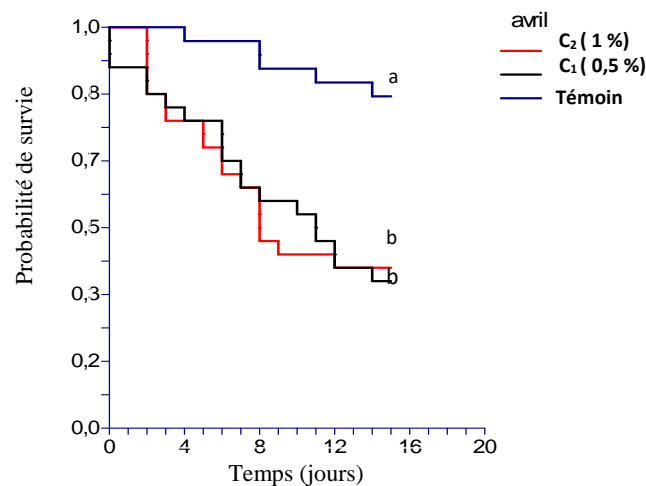


Figure 39: Courbes de survie de la moule *Mytilus galloprovincialis* des groupes étudiés au mois d'Avril 2016. (Les courbes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 95%).

Au mois d'avril 2016, la probabilité de survie est de 0,83 pour les moules du groupe témoin, de 0,40 pour les moules contaminées par la concentration C2 et de 0,37 pour les moules qui sont contaminées par la concentration C1. La seule différence statistiquement significative est enregistrée entre le groupe contrôle d'une part et les deux autres groupes d'autre part.

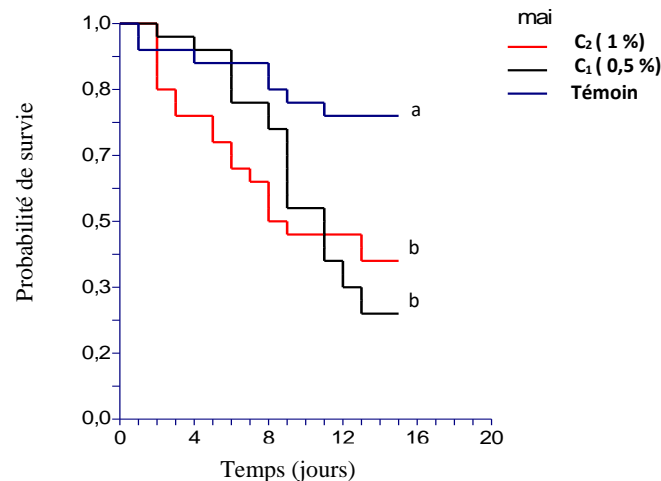


Figure 40: Courbes de survie de la moule *Mytilus galloprovincialis* des groupes étudiés au mois de mai 2016. (Les courbes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différentes au seuil de 95%).

En ce qui concerne le suivi pendant le mois de mai 2016, le groupe témoin a présenté la probabilité de survie la plus élevée, soit 0,77. Il est suivi par le groupe des moules contaminées par la concentration C2 avec une probabilité de 0,40. Le groupe des moules contaminées par la concentration C1 présente, quant à lui, une probabilité de 0,27. Les différences statistiquement significatives enregistrées dans ce mois sont identiques à celles trouvées dans les deux premiers mois.

Ces résultats montrent que les moules qui ont subi une contamination par les deux concentrations C1 et C2 du lixiviat ont des probabilités de survie plus courtes, car elles sont exposées aux polluants. Elles sont forcées de dépenser une grande partie de leur énergie pour assurer le processus de détoxification et maintenir les homéostasies au détriment de la croissance d'organismes et de la production. La présence des polluants peut aussi atténuer leur capacité de résistance de survie.

Les résultats de la réponse des moules contaminées par les différentes concentrations du lixiviat sont en accord avec plusieurs études qui ont montré que ce type de bivalves est influencé par les métaux (Essedaoui et al., 1998 ; Makroum & Moncef., 2003).

La variation des probabilités de survie des moules dans notre étude, comprise entre 0,7 et 0,9 pour les moules du groupe témoin et entre 0,2 et 0,5 pour les moules contaminées par les lixiviats, a presque la même tendance que la variation des probabilités de survie trouvés par Merzouki., (2012). Cette étude a montré que les moules issus des zones contaminées (site de Jorf Lasfaret Haouzia Marco) par des métaux traces (Cd, Cu et Zn) ont des probabilités de

survie très faibles (entre 0,2 et 0,6) par rapport aux moules qui sont prélevées de zones de Oualidia, moins exposée à la pollution (entre 0,73 et 0,90).

En outre, l'accumulation de microorganismes, présents dans les lixiviats, dans les bivalves peut affecter significativement leur activité physiologique en réduisant leur capacité de filtration (His & Cantin., 1995).

C.III.1.2. Test d'inhibition de la germination et de la croissance de l'orge (*Hordeum vulgare*)

C.III.1.2.1. Test d'inhibition de germination

Les figures 41, 42 et 43 présentent l'effet de lixiviat sur la germination de graines d'orge (*Hordeum vulgare* L.) après 5 jours d'exposition pendant le mois de mars, avril et mai 2016.

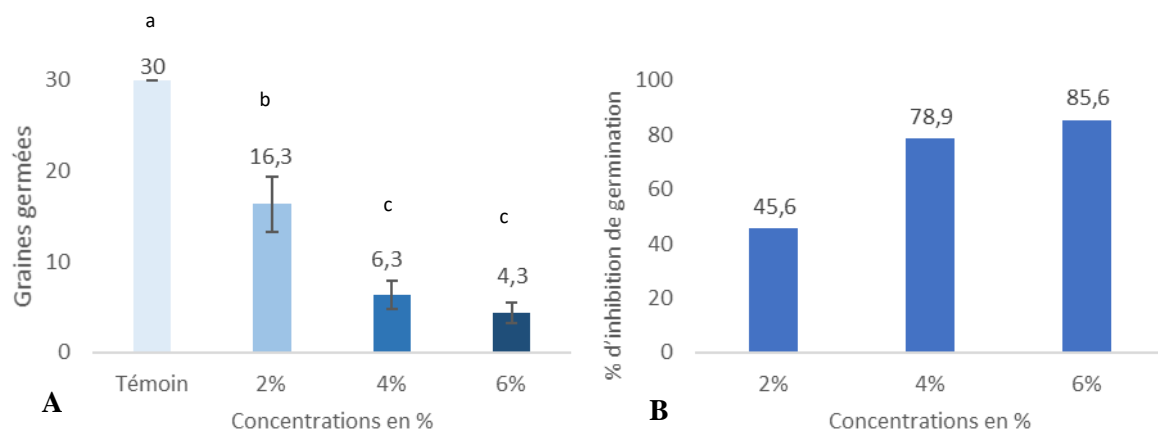


Figure 41: Graines germées (moyenne \pm Ecart-Type) (A) et taux d'inhibition de germination de graines d'orge (*Hordeum vulgare* L) (B), après 5 jours de contact avec les différentes concentrations testées du lixiviat jeune (n = 30) pendant le mois de mars 2016. (Les histogrammes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différents au seuil de 95%).

Au mois de mars 2016, l'effet négatif de l'accroissement des concentrations du lixiviat se traduit par une augmentation de l'inhibition de la germination. Cette inhibition passe de 45,6% pour 2% et à 85,6% pour 6% de concentration de lixiviat.

L'analyse statistique montre une différence statistiquement significative entre, d'une part le groupe témoin et les trois autres groupes contaminés par les concentrations de lixiviat 2%, 4% et 6%, et d'autre part, entre le groupe contaminé par la concentration 2% et les deux autres groupes contaminés par les concentrations 4% et 6%. L'effet entre les deux dernières concentrations sur la germination des graines n'est pas statistiquement différent.

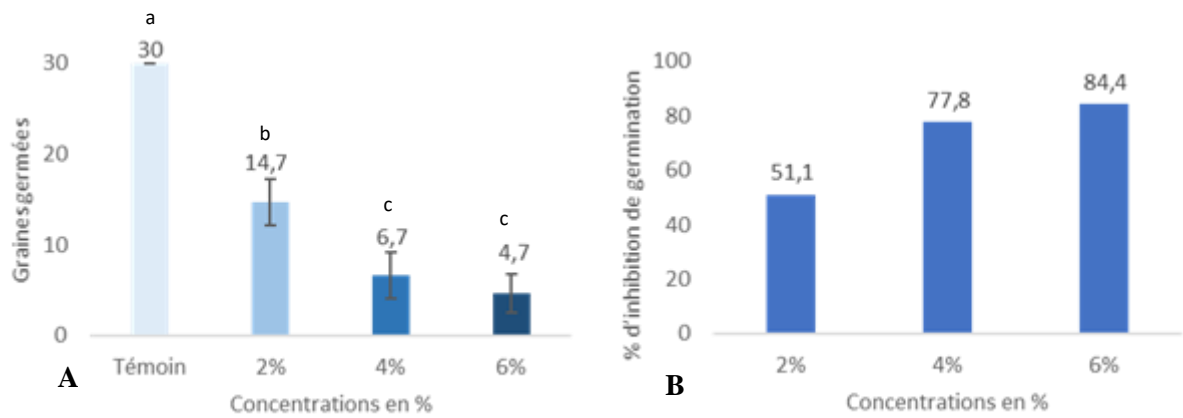


Figure 42: Graines germées (moyenne \pm Ecart-Type) (A) et taux d'inhibition de germination de grains d'orge (*Hordeum vulgare L*) (B), après 5 jours de contact avec les différentes concentrations testées du lixiviat jeune ($n = 30$) pendant le mois d'avril 2016. (Les histogrammes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différents au seuil de 95%).

Pendant le mois d'avril 2016 (Figure 42), l'effet négatif de l'accroissement des concentrations du lixiviat sur l'inhibition de la germination des grains est similaire à celui observé au mois de mars 2016. Pour les trois concentrations testées 2%, 4% et 6%, les taux d'inhibitions observés sont respectivement de l'ordre de 51,1%, 77,8% et 84,4%. Les différences statistiquement significatives entre les différentes concentrations dans ce mois sont similaires à celles trouvées dans les mois de mars 2016.

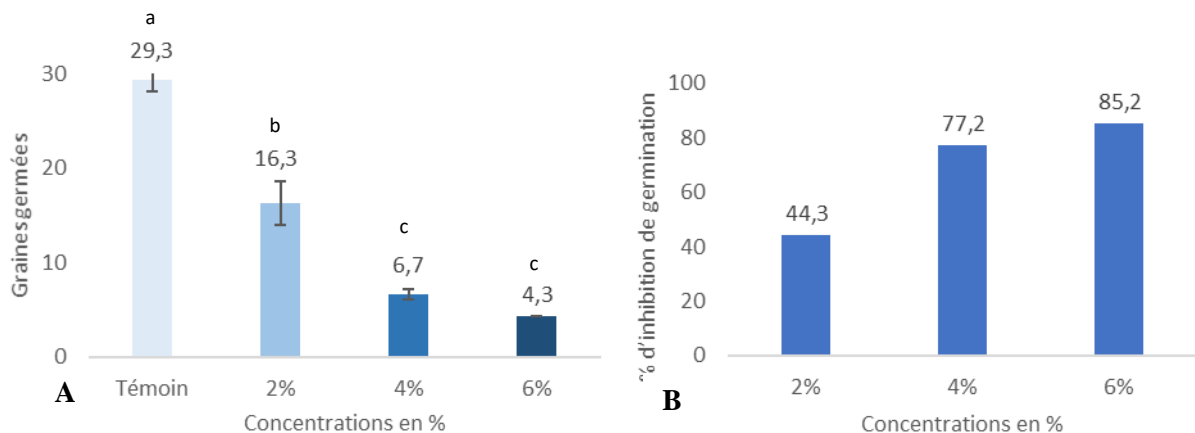


Figure 43: Graines germées (moyenne \pm Ecart-Type) (A) et taux d'inhibition de germination de grains d'orge (*Hordeum vulgare L*) (B), après 5 jours de contact avec les différentes concentrations testées du lixiviat jeune ($n = 30$) pendant le mois de mai 2016. (Les histogrammes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différents au seuil de 95%).

En ce qui concerne le mois de mai 2016, les taux d'inhibition les plus importants sont enregistrés au niveau des échantillons contaminés par les concentrations de 4% et de 6%, soit respectivement 77,2% et 85,2%. Pour l'échantillon contaminé par la concentration 2%, ce taux est de l'ordre de 44,3%. Au niveau de ce mois, la seule différence statistiquement significative trouvée, par rapport aux autres mois, est celle observée entre les taux d'inhibition relative aux échantillons contaminés par les concentrations de 4% et de 6%.

Les résultats obtenus avec les graines d'orge testées montrent des taux d'inhibition de germination importants (entre 44,3% et 85,6%) pour les différentes concentrations testées. La présence des métaux lourds avec de concentrations élevées dans les lixiviats jeunes semble avoir un effet d'inhibition de la germination des graines de l'orge contaminées par différentes concentrations de lixiviats. Ce constat est démontré par Carlson et al., (1991) et Hsu et al., (1992). De même, le caractère acide du lixiviat jeune peut avoir un effet très important sur l'inhibition de la germination. Dans le même sens, Catanese et al., (2006) et Martí et al., (2007) ont montré que l'inhibition de la germination des graines peut être due au pH fortement acide ce qui entraîne une inhibition de l'activité des enzymes essentielles.

Ces résultats sont comparables à ceux trouvés par Chibane, (2013) qui a travaillé sur trois plantes (la luzerne, le trèfle et la fève) contaminées par une concentration de 5% d'hydrocarbures. Selon cette dernière étude, le taux d'inhibition de la germination était de 86% pour la luzerne, 93% pour le trèfle et de 47% pour la fève. Dans le même sens, Udo et al., (1975) ont montré que les hydrocarbures peuvent pénétrer dans les graines pour empêcher les réactions métaboliques et arrêter la croissance de l'embryon menant à son avortement par une toxicité aigüe directe sur les graines.

Par ailleurs, des études ont montré que la compétition pour l'oxygène entre le grain et les microorganismes a été mentionnée comme mécanisme d'inhibition de la germination (Doran et al., 1992).

C.III.1.2.2. Test d'inhibition de croissance

✓ Partie aérienne (PA)

Les figures 44, 45 et 46 mettent en évidence l'effet de lixiviat sur la croissance de la partie aérienne des graines d'orge (*Hordeum vulgare L*), après 14 jours d'exposition pendant les mois de mars, avril et mai 2016.

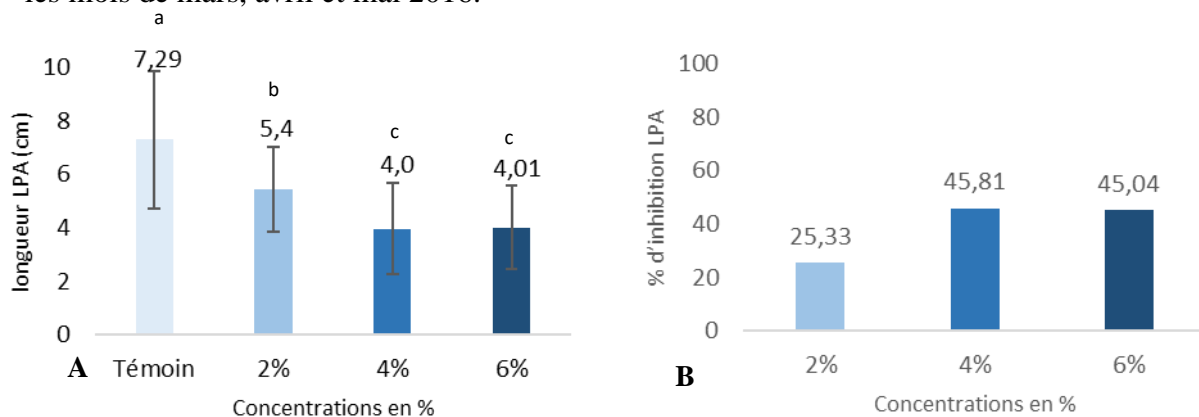


Figure 44: Elongation de la (PA) (moyenne \pm Ecart-Type) (A) et taux d'inhibition de croissance de la (PA) des graines d'orge (*Hordeum vulgare L*) (B), après 14 jours de contact avec les différentes concentrations testées du lixiviat jeune (n = 30) pendant le mois de mars 2016. (Les histogrammes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différents au seuil de 95%).

Pendant le suivi du mois de mars 2016, nous remarquons qu'aux différentes concentrations testées, les taux d'inhibition les plus élevés de la PA sont obtenus par les concentrations de 4% et de 6%, soit respectivement 45,81% et 45,04%. L'effet de la concentration du lixiviat sur la croissance de la PA est statistiquement significatif.

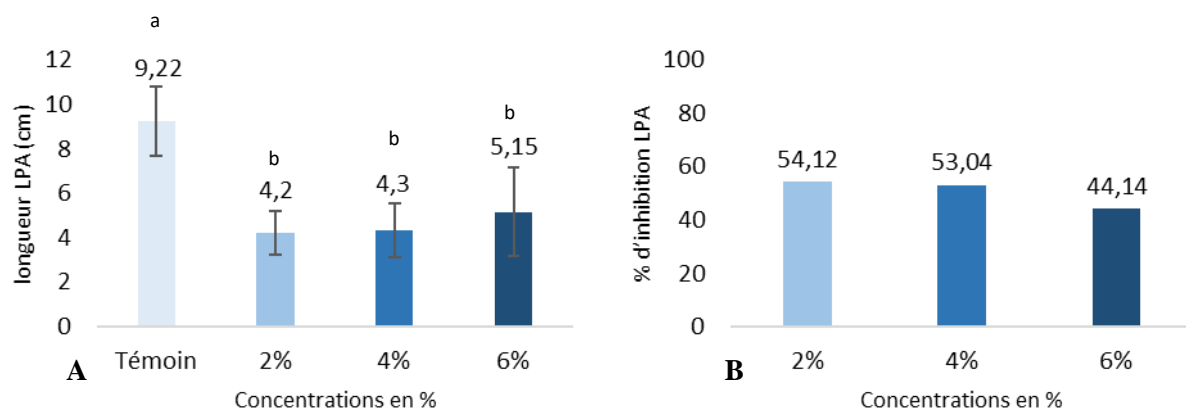


Figure 45: Elongation de la (PA) (moyenne \pm Ecart-Type) (A) et taux d'inhibition de croissance de la (PA) des graines d'orge (*Hordeum vulgare L*) (B), après 14 jours de contact avec les différentes concentrations testées du lixiviat jeune (n = 30) pendant le mois d'avril 2016. (Les histogrammes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différents au seuil de 95%).

Concernant le suivi du mois d'avril 2016, nous remarquons une inhibition importante de la croissance de la PA des graines traitées par le lixiviat. Cette inhibition varie entre 44,14% et 54,12%. La seule différence statistiquement significative est enregistrée entre le groupe contrôle et les autres groupes traités par les différentes concentrations de lixiviat.

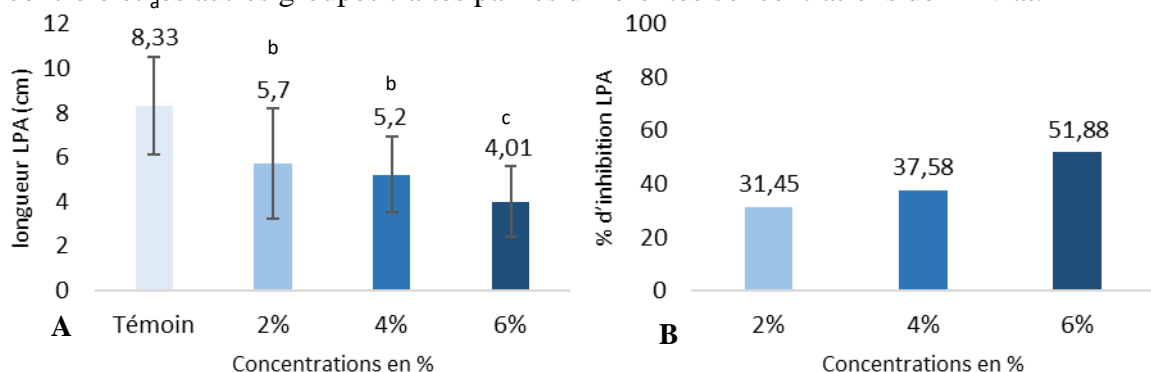


Figure 46: Elongation de la (PA) (moyenne \pm Ecart-Type) (A) et taux d'inhibition de croissance de la (PA) des graines d'orge (*Hordeum vulgare L*) (B), après 14 jours de contact avec les différentes concentrations testées du lixiviat jeune (n = 30) pendant le mois de mai 2016.

2016. (Les histogrammes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différents au seuil de 95%).

Pour le mois de mai 2016, les résultats de la contamination des graines d'orge par le lixiviat montrent une variation croissante remarquable au niveau des taux d'inhibition en fonction de concentrations testées. Ce taux passe d'une valeur minimale de 31,45% pour une concentration de 2% à une valeur maximale de 51,88% pour une concentration de 6%. La valeur intermédiaire entre ces deux taux d'inhibition est de 37,58% retrouvée pour l'échantillon contaminé par la concentration de 4%.

Les résultats de l'inhibition de la croissance de LPA de l'orge contaminé par le lixiviat dans notre étude sont en accord avec d'autres études qui ont également été consacrées à l'effet des métaux sur l'élongation radriculaire (Carlson et al., 1991), ainsi qu'à l'effet de substances manufacturées (Kenaga., 1981 ; Hulzebos et al., 1993).

✓ Partie radriculaire (PR)

Les figures 47, 48 et 49, illustrent l'effet de lixiviat sur la croissance de la partie racinaire des graines d'orge (*Hordeum vulgare L*) après 14 jours d'exposition pendant les mois de mars, avril et mai 2016.

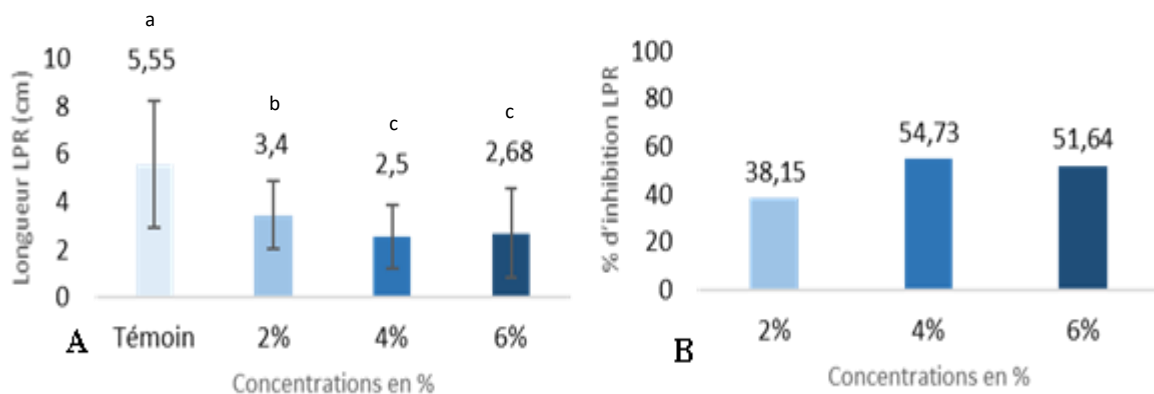


Figure 47: Elongation de la (PR) (moyenne \pm Ecart-Type) (A) et taux d'inhibition de croissance de la (PR) des graines d'orge (*Hordeum vulgare L*) (B), après 14 jours de contact avec les différentes concentrations testées du lixiviat jeune (n = 30) pendant le mois de mars 2016. (Les histogrammes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différents au seuil de 95%).

Pendant le mois de mars 2016, l'effet du lixiviat sur l'inhibition de la croissance racinaire de l'orge traité, par rapport au témoin, est important. Cet effet se traduit par un taux d'inhibition de PR qui dépasse 50% pour les deux concentrations 4% et 6%. Pour la concentration de 2% ce taux est de l'ordre de 38,15%. L'analyse statistique a révélé une

différence statistiquement significative entre les longueurs des graines du témoin et celles traitées par le lixiviat ($p < 0,05$).

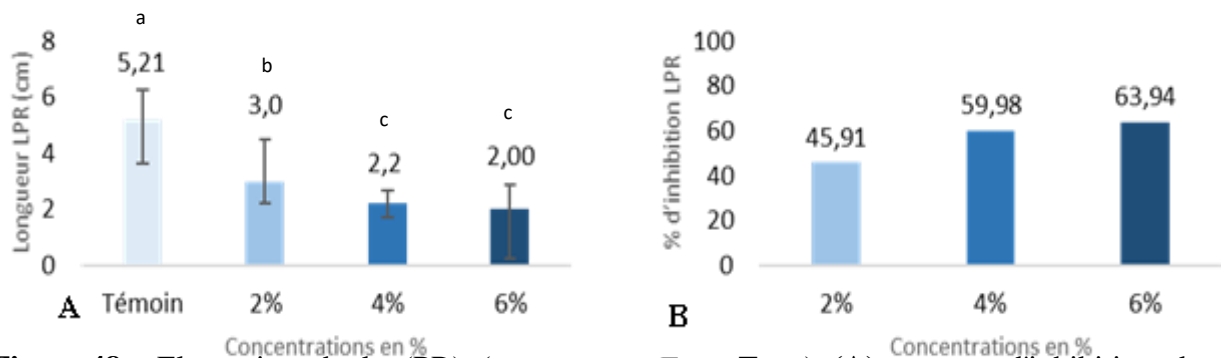


Figure 48: Elongation de la (PR) (moyenne \pm Ecart-Type) (A) et taux d'inhibition de croissance de la (PR) des graines d'orge (*Hordeum vulgare L*) (B), après 14 jours de contact avec les différentes concentrations testées du lixiviat jeune ($n = 30$) pendant le mois d'avril 2016. (Les histogrammes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différents au seuil de 95%).

Pour le mois d'avril 2016, le taux d'inhibition de la croissance des racines de l'orge contaminé est de 45,91% pour la concentration de 2%, alors que pour les concentrations 6% et 4% ce taux est respectivement de 59,58% et de 63,94%. L'analyse statistique de la longueur racinaire a révélé qu'il y a une différence significative entre l'échantillon témoin et les échantillons traités par le lixiviat ($p < 0,05$).

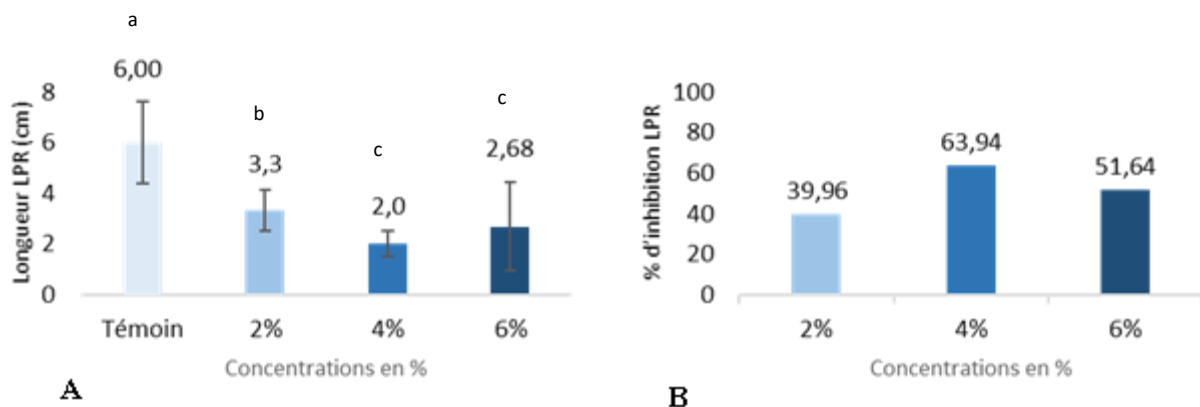


Figure 49: Elongation de la (PR) (moyenne \pm Ecart-Type) (A) et taux d'inhibition de croissance de la (PR) des graines d'orge (*Hordeum vulgare L*) (B), après 14 jours de contact avec les différentes concentrations testées du lixiviat jeune ($n = 30$) pendant le mois de mai 2016. (Les histogrammes avec la même lettre ne sont pas statistiquement différents au seuil de 95%).

Quant au mois de mai 2016, le taux d'inhibition de la croissance racinaire atteint son maximum pour la concentration de 4% avec une valeur de 63,94 % et un minimum avoisinant un taux de 40% pour la concentration de 2% de lixiviat. Le taux intermédiaire est de l'ordre

de 51,64% enregistré au niveau des graines traitées par une concentration de 6% de lixiviat. Les différences statistiquement significatives pendant ce mois sont similaires à celles révélées aux mois précédents.

Plusieurs auteurs ont montré que l'inhibition de la croissance des racines et de la partie aérienne représente un indicateur valide et sensible de la toxicité environnementale (Ratsch et al., 1984 ; Banks et al., 2005 ; Di Salvatore et al., 2008).

La présence de produits chimiques dans les lixiviats semble être la raison de cette inhibition. Ces produits sont de natures diverses. Ils sont constitués, entre autres, d'ammonium, d'éthylène, d'huiles essentielles de la moutarde, d'acides organiques, de lactones insaturées, d'aldéhydes, d'alcaloïdes (Evenari, 1949) et ont été rapportés comme ayant un effet inhibiteur probant sur la germination ($p < 0.05$).

C.III.2. Conclusion

Les essais de l'écotoxicité ont montré que les lixiviats présentent un risque écotoxicologique. Les essais réalisés sur la moule *Mytilus galloprovincialis* ont permis de mettre en évidence l'effet toxique des lixiviats utilisés à des concentrations de 0,5% et 1%. Comparativement à un groupe témoin de moules, la probabilité de survie est faible dans le groupe de moules contaminées. De plus, les essais de germination et de la croissance de l'orge (*Hordeum vulgare*) ont révélé que l'effet des lixiviats est important. En effet, le taux d'inhibition de germination et de croissance traitées par différentes concentrations de lixiviat augmente avec la concentration des lixiviats (2%, 4% et 6%), notamment pour les concentrations 4% et 6%.

La présence de nombreuses molécules dans les lixiviats, en particulier les métaux lourds, seraient responsables de la toxicité des moules et de l'inhibition de la germination de l'orge. En outre, les microorganismes des lixiviats peuvent affecter les moules par leur accumulation, réduisant leur activité physiologique de filtration, entraînant ainsi des perturbations physiologiques notoires.

CHAPITRE IV: TRAITEMENT PHYSICO-CHIMIQUE PAR COAGULATION

C.IV.1. Introduction

La décharge de Fkih Ben Salah génère des lixiviats à forte charge polluante (DCO=74530 mgO₂/L et Conductivité = 24,90 ms/cm). Ces lixiviats constituent une source de contamination pour les eaux de surface et les eaux souterraines (Chtioui et *al.*, 2008 ; Idlahcen et *al.*, 2014). Ils doivent être impérativement traités avant d'être rejetés dans le milieu naturel (Renou et *al.*, 2008a) pour éviter leurs impacts environnementaux et/ou sanitaires et respecter les exigences croissantes des normes de rejet (Trebouet et *al.*, 1998), en utilisant des technologies simples et peu onéreuses (Berradi et *al.*, 2014).

La coagulation, est un traitement de clarification, qui a pour but d'éliminer les polluants en suspension et également une partie de certaines substances dissoutes.

Pour cette raison, et afin de réduire la charge polluante des lixiviats, nous avons choisi une technique de traitement efficace, moins coûteuse et relativement simple, qui est la coagulation pour la clarification et l'élimination des polluants existants dans notre rejet.

Dans ce chapitre, notre travail consiste d'une part, à présenter une étude comparative de quatre matériaux de coagulation (Ca(OH)₂, FeCl₃, Al₂(SO₄)₃, et Al(OH)_xCl_y), pour choisir le coagulant le plus performant. Et d'autres part, à améliorer les conditions optimales du coagulant choisi, en étudiant les effets des paramètres de la concentration, du pH, et du temps de décantation sur les rendements épuratoires des indicateurs de pollutions (turbidité, DCO, DBO₅, MES, conductivité, quantité de boues générées, éléments minéraux et métalliques (Al, Fe, Cd, Mg, Ca, Cl, Mo, P, K, Si, S). Et cela pour avoir un abattement significatif de la charge organique et minérale.

L'utilisation de la chaux est opportune, car en plus de ses rendements significatifs par rapport aux autres coagulants testés, elle joue le rôle de coagulant (Ca²⁺), en même temps qu'elle permet la neutralisation du lixiviat grâce à ses ions OH⁻ (pH acide du lixiviat jeune). Son efficacité par rapport à d'autres coagulants (Fe³⁺, Al³⁺) a, d'ailleurs, été démontrée par plusieurs auteurs (El Bad., 2010 ; Khalil., 2015).

C.IV.2. Essais de choix du coagulant

Pour choisir le coagulant le plus performant, et les conditions optimales permettant de réduire les matières polluantes, plusieurs essais de Jar Test ont été réalisés sur les lixiviats de

Fkih Ben Salah en changeant, à chaque fois, le coagulant, le pH, les concentrations, la vitesse de rotation et le temps de décantation.

Les coagulants testés sont : la chaux (Ca(OH)_2), les polychlorures d'aluminium ($\text{Al(OH)}_x\text{Cl}_y$), le trichlorure de fer (FeCl_3), et le sulfate d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$).

Plusieurs doses de chaux, de polychlorures d'aluminium, de trichlorure de fer, et de sulfate d'aluminiums comprises entre 0 et 12 g.L^{-1} ont été ajoutées au lixiviat pour déterminer la dose et les conditions optimales des quatre matériaux.

Le tableau XII ci-dessous, présente les résultats des essais de coagulation sur les paramètres physico-chimiques pour les quatre coagulants dans les mêmes conditions et à faible quantité (2 g/L) de coagulants en tenant compte l'effet du pH.

Tableau XII : Variation des paramètres physico-chimiques du lixiviat prétraité par les différents coagulants à 2 g/L .

Paramètre	LB	Ca(OH)_2		$\text{Al(OH)}_x\text{Cl}_y$		FeCl_3		$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	
		Sans ajustement pH	Avec ajustement pH=7	Sans ajustement pH	Avec ajustement pH=7	Sans ajustement pH	Avec ajustement pH=7	Sans ajustement pH	Avec ajustement pH=7
pH	3,78±	4,08±	6 ±	3,78±	6,31±	3,75±	6,68±	3,76±	
	0,24	0,21	0,52	0,27	0,37	0,23	0,51	0,23	6,45± 0,60
T (°C)	33,48±	33,47±	33,55±	33,92±	33,82±	33,46±	33,36±	33,45±	33,49±
	0,71	0,69	0,77	1,05	1,13	0,91	1,56	2,47	1,87
CE (ms/cm)	32,67±	23,15±	23,15±	31,75±	57,53±	26,99±	54,13±	15,7±	53,82±
	0,95	1,13	1,34	2,56	3,07	1,37	2,76	0,34	3,98
Turbidité (NTU)	5190 ±	2997,9 ±	2500 ±	4110 ±	2640 ±	5040 ±	3200 ±		2950
	24,12	15,06	12,56	21,96=	13,65	26,03	19,89	4530 ± 21,55	±17,56
DCO (mgO ₂ /L)	68170	48240	40010±3	65110	50230	67280	56256,5	66225,5	58679,5±25
	±398,12	±352,69	56,02	±389,23	±371,69	±256,26	±249,23	±259,95	6,85
MES (g/L)	8,119	7,001	6,65	7,85	7,21	7,96			8,00
	±0,9	±0,7	±0,56	±0,62	±0,85	±0,59	7,54 ±0,89	8,01 ±0,72	± 0,54

LB : Lixiviat brut

Comme montré dans la figure 50, la chaux a permis de réduire davantage la turbidité (42%) suivie par le polychlorure d'aluminium (21%), ensuite le sulfate d'aluminium (13%), et finalement le trichlorure de fer (3%). Après l'ajustement de pH nous remarquons que les taux épuratoires s'élèvent à 52%, 49%, 43% et 38%, successivement pour Ca(OH)_2 , $\text{Al(OH)}_x\text{Cl}_y$, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ et FeCl_3 . En effet, le caractère basique (OH^-) de la chaux a favorisé la neutralisation du lixiviat jeune (acide).

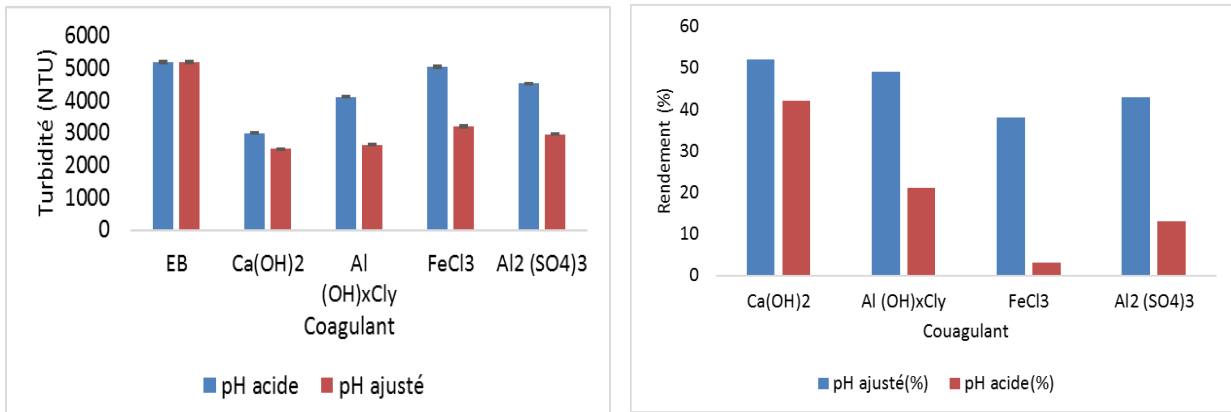


Figure 50: Variation du rendement de la turbidité des différents coagulants à 2g/ L.

On constate également, que la chaux ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) a éliminé 14% de la MES, valeur importante comparée aux autres coagulants qui ont présenté un faible taux d'élimination allant de 3% à 1% (Figure 51).

L'ajustement du pH a amélioré les rendements à 18%, 11%, 7%, et 1,5% respectivement pour le $\text{Ca}(\text{OH})_2$, l' $\text{Al}(\text{OH})_x\text{Cl}_y$, le FeCl_3 et l' $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

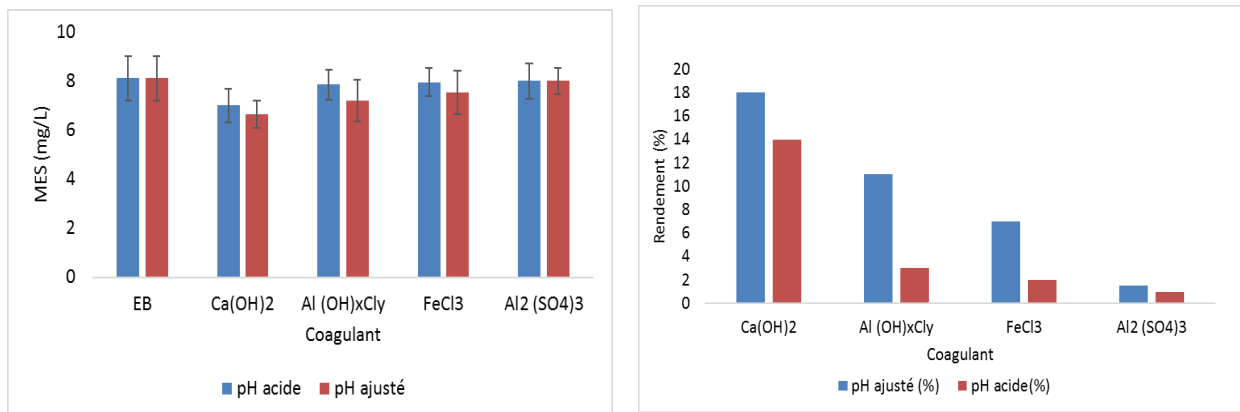


Figure 51: Variation du rendement de la MES des différents coagulants à 2 g/L.

De même, l'évolution des valeurs de la DCO a suivi les mêmes allures de la turbidité et de la MES. En effet la grande quantité de la matière organique a été éliminée par traitement au $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (29%), et les résultats ont été améliorés après la neutralisation du milieu (Figure 52).

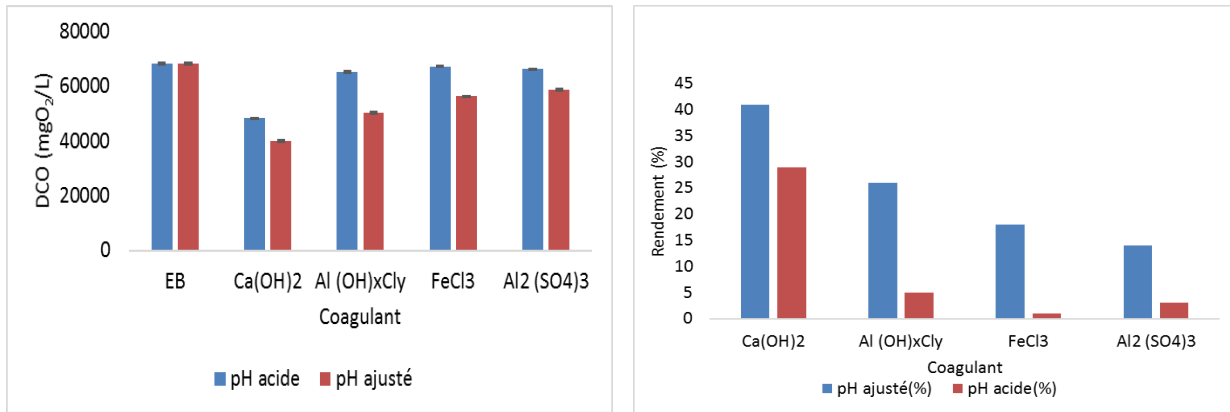


Figure 52: Variation du rendement de la DCO des différents coagulants à 2 g/L.

Nous pouvons ainsi déduire que la chaux a permis d'avoir un taux d'abattement des plus élevés pour tous les paramètres, suivi par le polychlorure d'aluminium, tandis que les deux autres coagulants ont montré un faible rendement. Nous avons pu déduire aussi que le pH est un facteur important qui affecte la coagulation, en fonction de la variation du potentiel zêta dans le processus de coagulation. De ce fait, l'augmentation du pH du surnageant de la chaux s'explique par l'ajout d'ions OH⁻ en solution.

C.IV.3. Effet de la concentration du coagulant

Après avoir trouvé les valeurs de pH adéquates, plusieurs essais de Jar test ont été effectués avec de doses croissantes de coagulants (2,4,6,8,10 et 12 g/L), pour définir la dose optimale de chaque produit (Tableau XIII), et à 10 g/L de coagulant que se trouve les meilleurs rendements épuratoires.

Tableau XIII : Variation des paramètres physico-chimique du lixiviat prétraité avec des coagulants à 10 g/L avec ajustement pH.

Paramètre	LB	Chaux	Al (OH) _x Cl ₃	FeCl ₃	Al ₂ (SO ₄) ₃
pH	3,78±0,24	9±0,13	6,18±0,09	5,76±0,18	5,57±0,20
T	33,48±0,71	32,37±1,67	33,83±1,49	34,14±2,01	34,19±1,98
CE ms/cm	32,67±0,95	20,84±0,09	33,83±0,52	56,14±0,89	52,58±0,69
Turbidité NTU	5190 ± 24,12	459±8,12	1041,9±12,68	1680±18,32	1350±15,05
DCO mgO₂/L	68170 ±398,12	9100±41,23	21950±89,32	45347,5±102,32	39820±94,32
MES (g/L)	8,119 ±0,9	1,15±0,03	4,31±0,130	5,03±0,234	6,09±0,295

L'élimination de la turbidité a atteint 91,15% avec la chaux, 52% avec le polychlorure d'aluminium, 48% avec trichlorure de fer, et 39% avec le sulfate d'aluminiums (Figure 53).

De même, les rendements de la matière en suspension (Figure 54) sont de 85,83% pour la chaux, 26,72% pour le polychlorure d'aluminium, 25,73% pour le trichlorure de fer, et 18,83% pour le polychlorure d'aluminium, et le taux d'abattement de la DCO (Figure 55) est de l'ordre de 87% pour la chaux, 68% pour le polychlorure d'aluminium, 33% pour le trichlorure de fer, et 42% pour le polychlorure d'aluminium.

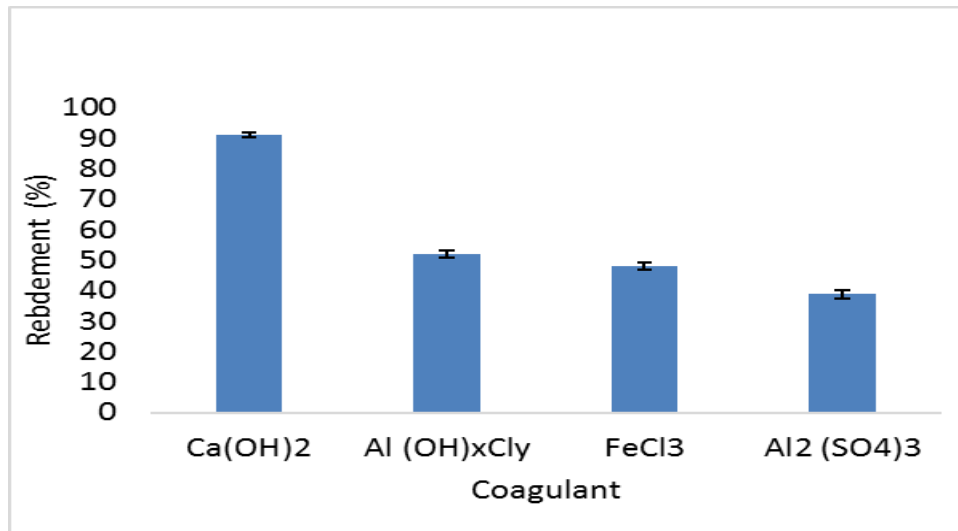


Figure 53: Variation du rendement de la turbidité des différents coagulants à 10 g/L.

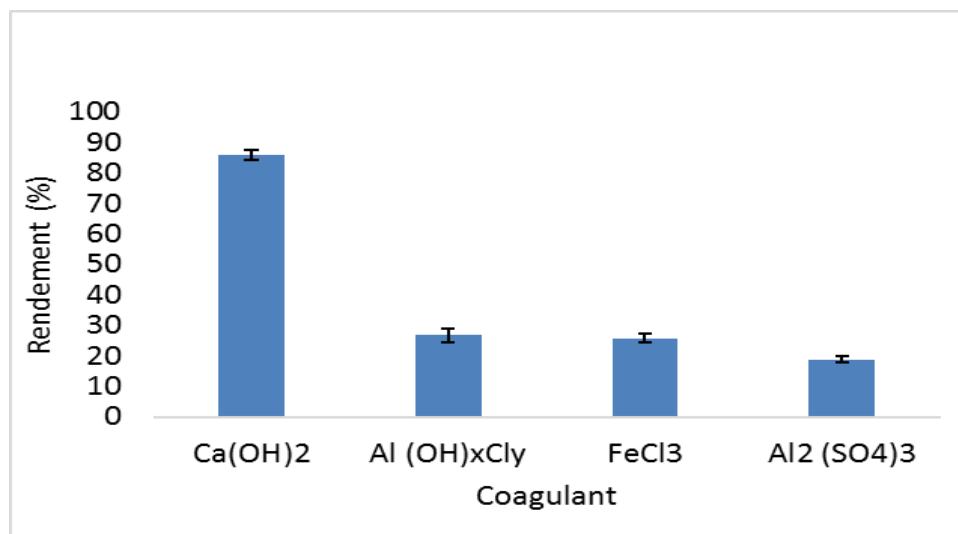


Figure 54: Variation du rendement de la MES des différents coagulants à 10 g/L.

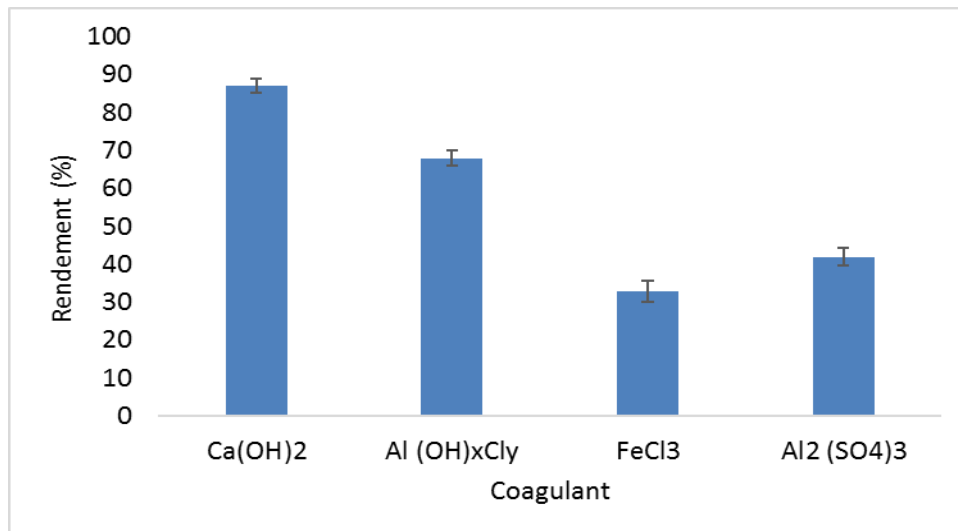


Figure 55: Variation du rendement de la DCO des différents coagulants à 10 g/L.

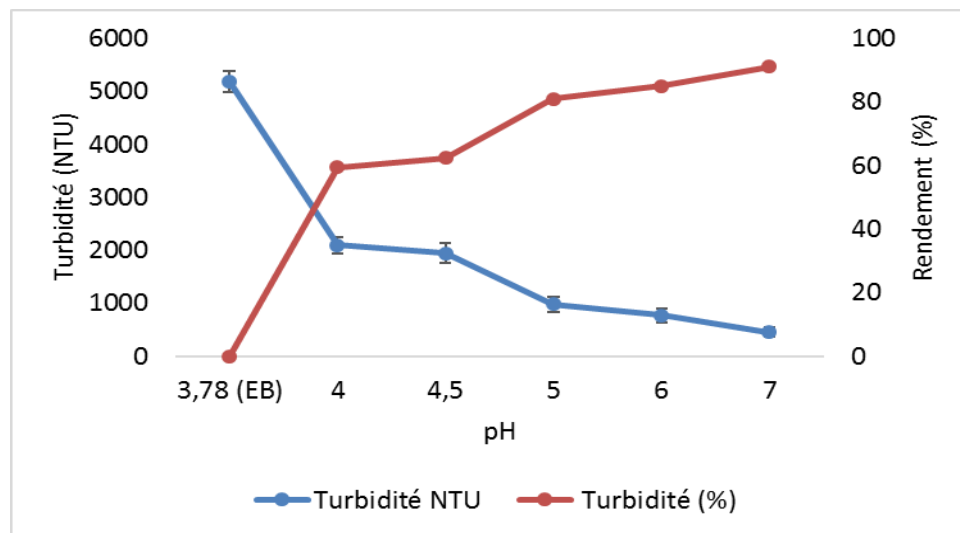
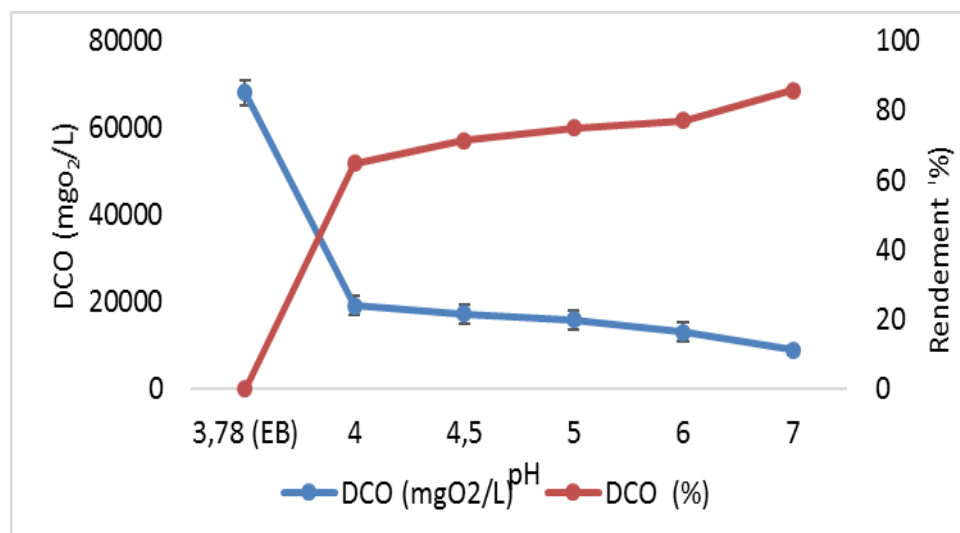
Ces résultats nous ont permis de choisir la chaux comme le coagulant le plus efficace pour notre traitement physico-chimique. Ces résultats sont comparables avec ceux trouvés par EL Bada et *al.*, (2010), qui ont montré que la précipitation par la chaux est très efficace comparée à la soude et la calcite, cet effet a été observé également par plusieurs autres auteurs travaillant sur le traitement des lixiviats, des eaux souterraines et des solutions organiques de synthèse par la chaux (Liao et *al.*, 1985).

C.IV.4. Effet du pH

Sachant que le pH est un élément primordial pour l'élimination des colloïdes et en raison de son importance dans le processus de coagulation et précipitation, nous avons réalisé des essais de suivi des taux épuratoires des différents paramètres en fonction de pH, et cela pour déterminer le pH optimal de coagulation. Comme le tableau XIV le montre, à pH=7, nous avons trouvé des taux d'abattement très importants en matière de la turbidité 91% (Figure 56), de la DCO 87 % (Figure 57) et de MES 85% (Figure 58).

Tableau XIV : Evolution des paramètres du lixiviat en fonction du pH.

	Lixiviat brut	pH = 4	pH = 4,5	pH = 5	pH = 6	pH = 7
pH après coagulation	3,78± 0,24	4,8±0,19	5,23±0,26	9,31±0,31	10,13±0,36	9±0,65
T °C	33,48±2,71	28,47±1,13	28,34±1,96	28,55±1,78	23,2±1,97	33,48±2,87
Cond ms/cm	32,67±0,95	14,46±0,15	19,99±1,42	22,12±1,87	27,69±0,98	20,84±0,75
Turbidité NTU	5190 ± 24,12	2100±157	1950±184,25	982,1±136	774±130,5	459±80
DCO mgO ₂ /L	68170 ±398,12	19210±2162,6	17376,5±2204,5	16000±2195	13130±2231,7	9100±993
MES (g/L)	8,119 ±0,9	2,85±0,095	2,31±0,03	2,019±0,032	1,85±0,095	1,15±0,032

**Figure 56:** Variation du rendement de la turbidité en fonction du pH.**Figure 57:** Variation du rendement de la DCO en fonction du pH.

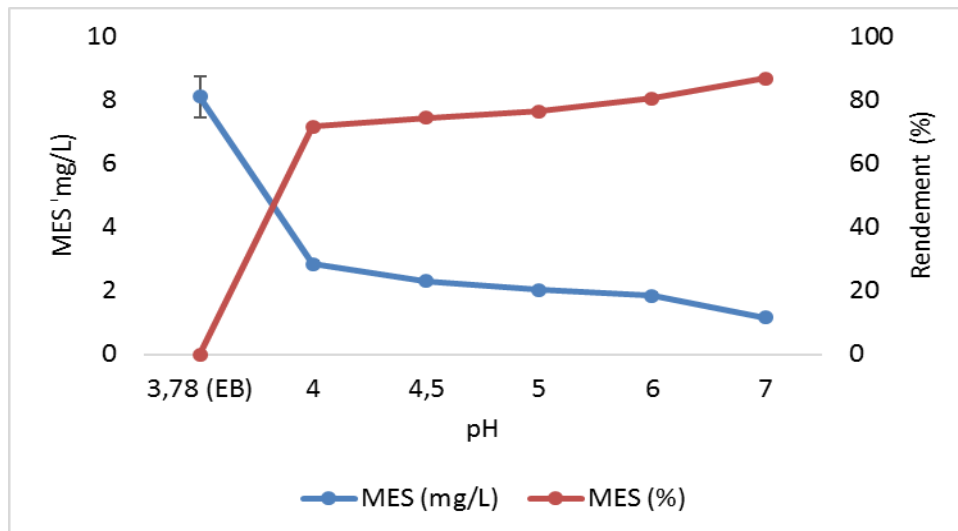


Figure 58: Variation du rendement des MES en fonction du pH.

C.IV.5. Temps de décantation

Par ailleurs, nous avons étudié le facteur du temps de décantation, pour améliorer davantage les conditions optimales, et nous avons trouvé des résultats encourageants pour l'adoption de cette technique dans le traitement des lixiviats.

Le présent essai est basé sur le suivi des paramètres indicateurs de pollution en fonction du temps de décantation (Tableau XV). Chaque 30 min, le surnageant est récupéré et les taux d'abattement des matières en suspension, de la turbidité, de la DCO et de la vitesse de décantation ont été mesurés.

Tableau XV : Evolution des paramètres en fonction du temps de décantation.

Temps en (h)	pH	Volume de boue (mL)	Turbidité (NTU)	Vitesse de décantation mL/min	DCO (mgO ₂ /L)	MES (g/L)
0	3,68±0,24	0	6115±95,19	0	77292±1040,87	10,16±1,73
0,5	9,71±1,09	414,5±3,5	1541±198,87	13,82±2,04	40326±956,98	5,588±0,654
1	9,66±1,34	342,5±4,03	1260±143,65	5,71±0,96	35673±879,23	4,317±0,345
1,5	9,68±1,51	312,5±3,18	1077±85,97	3,47±0,57	17925±934,18	2,554±0,256
2	9,66±0,96	302±5,23	755,9±37,06	2,52±0,53	10857±691,98	2,365±0,189
2,5	9,66±0,78	300±4,90	682,9±65,23	2±0,41	10340±591,56	2,298±0,207
3	9,66±1,87	296±4,86	658,7±31,67	1,64±0,93	9564,5±345,98	2,198±0,130
3,3	9,63±1,29	296±4,54	653,4±53,18	1,41±0,52	9306±145,97	2,159±0,096
4	9,68±1,76	290±3,87	648,9±41,65	1,21±0,80	8091,1±95,45	2,058±0,085
4,5	9,66±0,87	280±3,66	592,9±45,71	1,04±0,19	7522,4±105,76	1,85±0,062
5	9,62±0,49	280±6,00	555,8±37,98	0,93±0,31	7238±84,87	1,84±0,025
5,5	9,61±0,96	262±5,67	541,1±30,56	0,87±0,23	7324,2±71,45	1,98±0,017
6	9,62±0,68	260±5,51	527,7±41,87	0,79±0,71	6516±64,51	1,85±0,021
6,5	9,51±0,59	260±4,72	543,8±35,87	0,72±0,46	6268,6±61,87	1,799±0,015
7	9,6±0,75	250±4,43	537,3±34,56	0,64±0,45	6279±50,13	1,809±0,018
7,5	9,58±0,81	250±3,67	512,3±29,31	0,6±0,51	6330,2±46,86	1,93±0,014
8	9,56±0,65	250±2,96	489±51,56	0,56±0,60	6304,8±35,91	1,825±0,054
8,5	9,59±0,56	250±2,34	474,3±30,56	0,52±0,47	6340,5±57,83	1,86±0,015
9	9,55±0,58	250±2,04	402,5±19,87	0,49±0,12	6314,6±62,98	1,799±0,071
9,5	9,49±1,06	190±2,87	395,1±15,13	0,35±0,31	6314,4±70,35	1,729±0,013

La figure 59, montre la variation du volume de boue décanté en fonction du temps. Nous remarquons qu'avec le temps le volume de boues diminue, avec une évolution très importante au cours du temps. Entre 2h et 4h30 nous avons trouvé, 32% de diminution du volume de boue (Figure 60), un taux d'abattement qui atteint 90,30% de la turbidité (Figure 61), 90,29% de la DCO, et 81,79% de la MES. De même, la vitesse de sédimentation a été calculée (Figure 62), et les résultats montrent une valeur de 13,82mL/min dans les premières 30minutes, cette vitesse diminue progressivement au cours du temps et atteint 1,04mL/min après 4h30. Ces résultats sont comparables à ceux rapportés par Benradi et *al.*, en 2013.

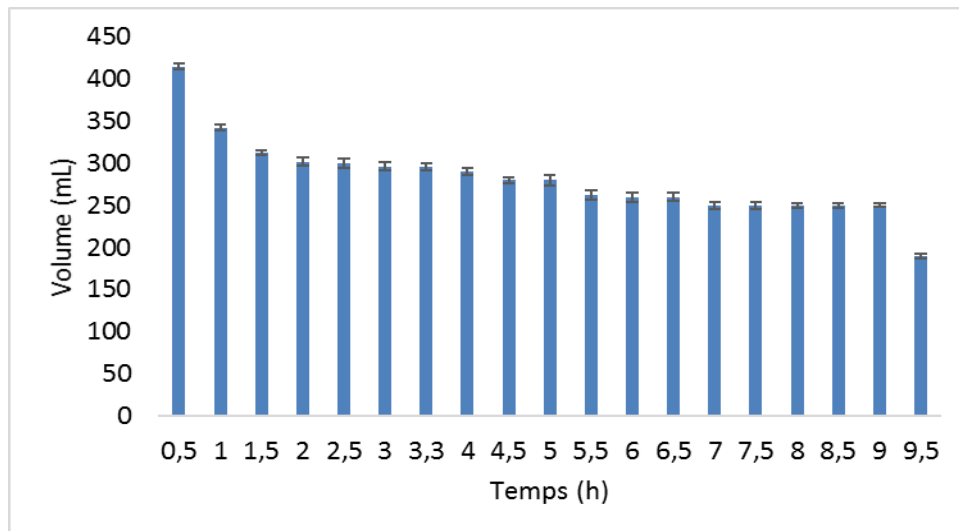


Figure 59: Variation du volume de boue en fonction du temps.

La chaux favorise aussi le processus de la précipitation chimique qui est recommandé par plusieurs auteurs (Renou et *al.*, 2008a), et au cours de laquelle les ions métalliques dissous sont convertis à la phase insoluble solide via une réaction avec le coagulant. Ainsi, des précipités de faible solubilité produits sont obtenus, Blais., (1999).

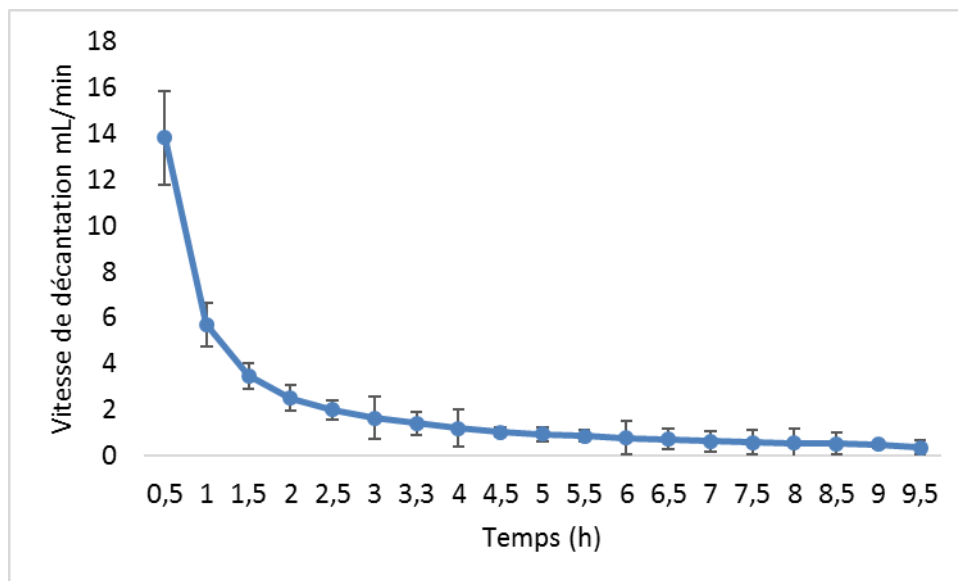


Figure 60: Evolution de la vitesse de décantation en fonction du temps.

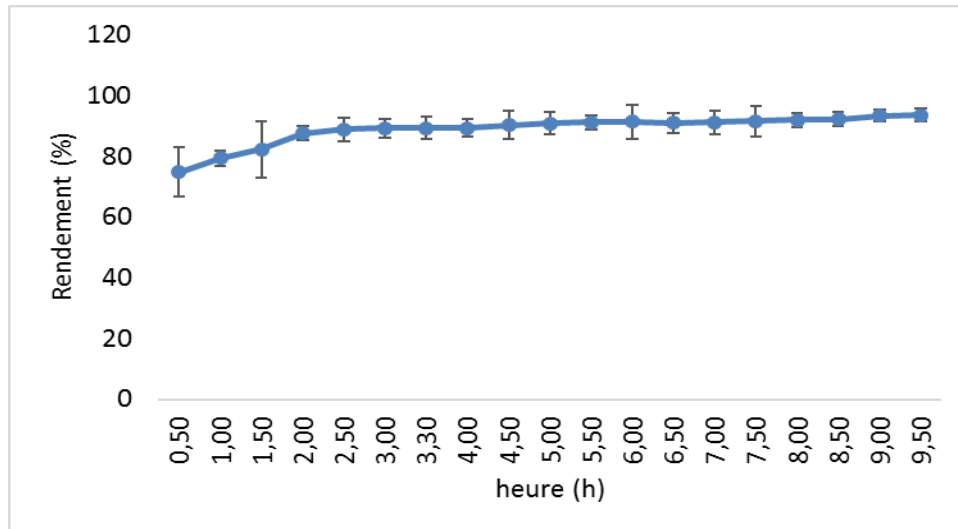


Figure 61: Evolution du rendement de la turbidité en fonction du temps.

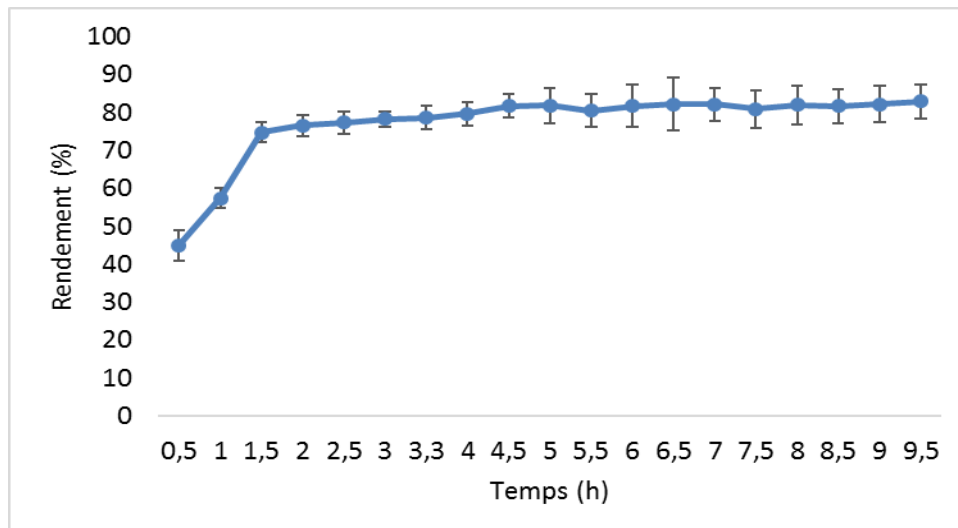


Figure 62: Evolution du rendement de la MES en fonction du temps.

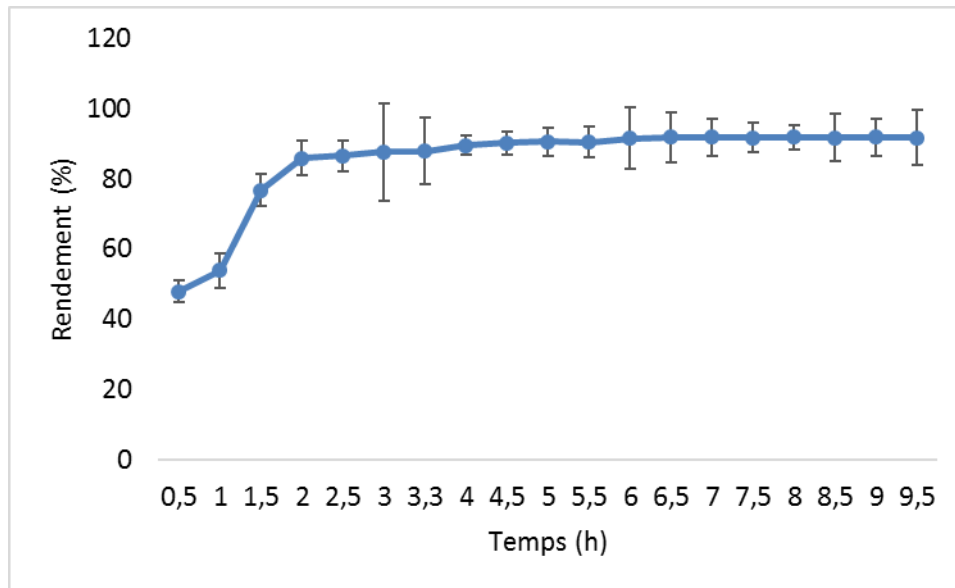


Figure 63: Evolution du rendement de la DCO en fonction du temps.

D'après les figures précédentes on remarque que l'élimination de la grande quantité de la matière polluante a été réalisée dans les deux premières heures correspondant à la grande vitesse de sédimentation.

C.IV.6. Prétraitement des lixiviats par coagulation à la chaux

C.IV.6.1. Observations visuelles

Au cours de la coagulation, on constate que la boue se sépare progressivement en fonction de la dose du coagulant. Lors de sa décantation, la couleur du lixiviat change. Elle passe progressivement du brun à brun clair (Figure 63). Ce changement de couleur par la coagulation a été observé aussi par plusieurs auteurs (El Bada., 2010 ; Shabiimam & Dikshit., 2011).



Figure 64: Image rapportant la couleur du lixiviat avant et après coagulation.

C.IV.6.2. Evolution du pH en fonction de la quantité de chaux

Le pH du lixiviat jeune est de caractère acide (4,05). Ceci indique de l'installation du processus anaérobie, notamment dans sa phase acidogène produisant des AGV. Lors de l'augmentation de la concentration de la chaux, la valeur du pH de surnageant augmente (Figure 65). Ceci peut être expliqué par la libération en solution des ions OH^- . Cette évolution a été observée également par d'autres auteurs (Shabiimam et *al.*, 2012).

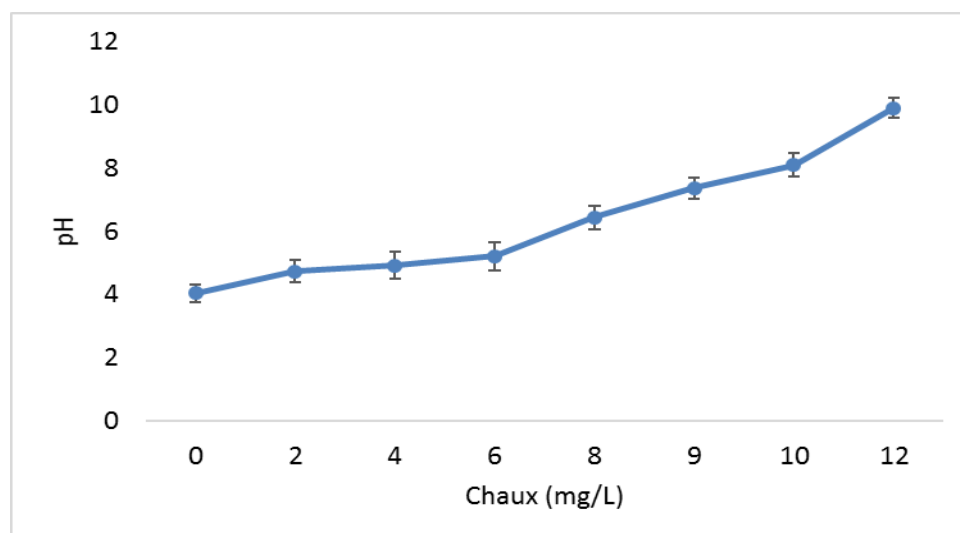


Figure 65: Evolution du pH en fonction de la concentration de la chaux.

C.IV.6.3. Evolution de la quantité de boue générée par coagulation

Comme montré dans les figures 66 et 67, le volume de boue augmente avec les doses de la chaux. Il varie de 30,33 ml/L (2g/L de chaux) à 279,67 ml/L (12g/L). Ces volumes de boues correspondent à des quantités de matière sèche allant de 2,70 à 47,60 g/L.

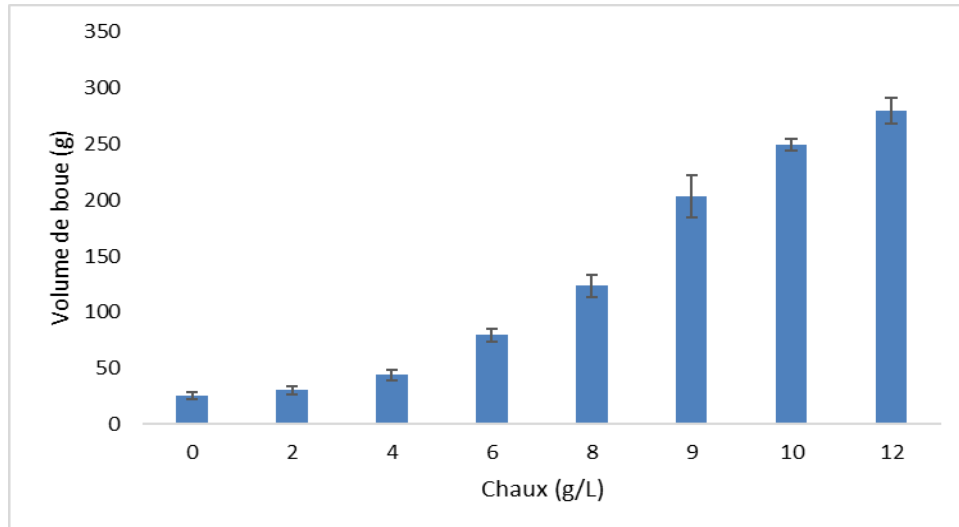


Figure 66: Evolution du volume de boues en fonction de la concentration de la chaux.

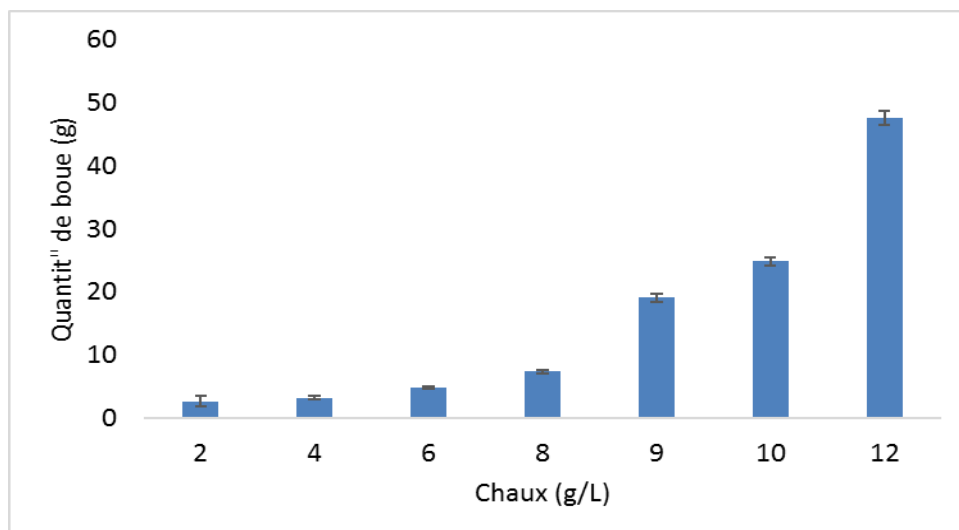


Figure 67: Evolution de la quantité de boues en fonction de la concentration de la chaux.

La quantité de boues produite dans ces essais est faible par rapport à d'autres études, comme celle réalisée par Khalil *et al.*, (2015), qui ont obtenu 647 ml/L de boue après introduction de 12 g/L de la chaux sur un lixiviat, agité à une vitesse de rotation de 200 tr/min pendant 10 min, puis à une vitesse lente de 60 tr/min durant 30 min. Cette différence peut-être expliquée par l'origine de la chaux et/ou les conditions de coagulation utilisées.

C.IV.6.4. Evolution de la conductivité électrique

D'après la figure ci-dessous (Figure 68), on remarque une légère diminution de la conductivité électrique, elle passe ainsi de 24,08 mS/cm à 21,91 ms/cm (à 6 g/L de $\text{Ca}(\text{OH})_2$). Nous notons ensuite une légère augmentation à 24,04 mS/cm à partir de 9 g/L. Au début, la chaux ajoutée élimine les ions et les molécules, contribuant à la conductivité de lixiviat, par coagulation jusqu'à $\text{pH} = 6$, ce qui explique probablement la diminution de la conductivité. Son augmentation ensuite, pourrait être attribuée à celle de la concentration des ions Ca^{2+} et OH^- ajoutés. Renou et *al.*, (2008a) ; El Bada et *al.*, 2010 ont constaté le même comportement de la conductivité. Par ailleurs, Renou et *al.*, (2008c), ont relevé également que les doses de chaux correspondant au minimum de conductivité, augmentent lorsque sa valeur initiale dans le lixiviat augmente.

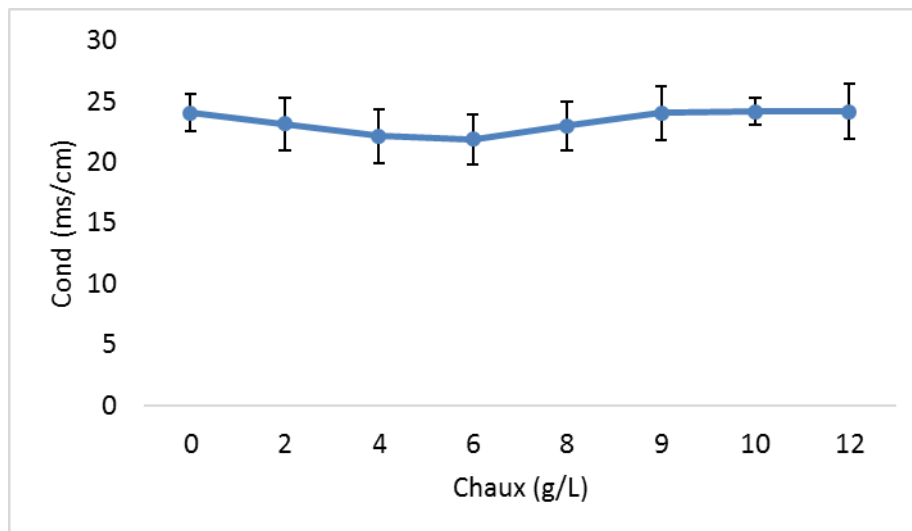


Figure 68: Evolution de la conductivité électrique en fonction de la concentration de la chaux.

C.IV.6.5. Evolution de la turbidité et de la matière en suspension

Les résultats de la turbidité (Figure 69) montrent une diminution lors de l'ajout de chaux. Elle passe de 8031,67 NTU à 566,27 NTU à la concentration de 10 g/L, ce qui correspond à un rendement d'élimination d'environ 92,9%. Cette valeur est similaire à celle trouvée par Slater et *al.*, (1993) et elle est très élevée que celle trouvée par EL Bada et *al.*, (2010) qui ont réalisé des essais sur un lixiviat de turbidité initiale de 130 NTU (65%). Quant à Shabiimam et *al.*, (2012) ayant étudié un lixiviat présentant une turbidité initiale de 317 NTU, ils ont pu obtenir un rendement de 99,9% de la turbidité à $\text{pH} = 8$ avec une dose de coagulant de 25 g/L.

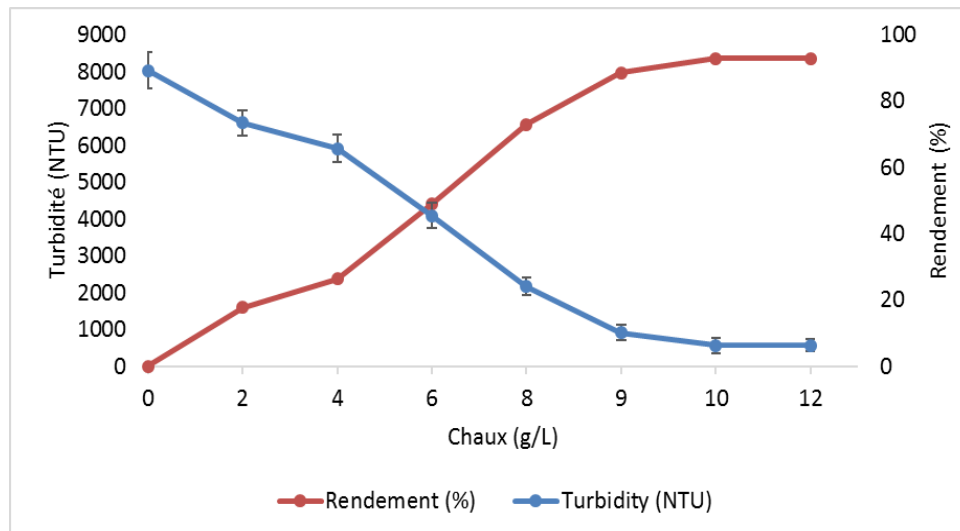


Figure 69: Evolution de la turbidité en fonction de la concentration de la chaux.

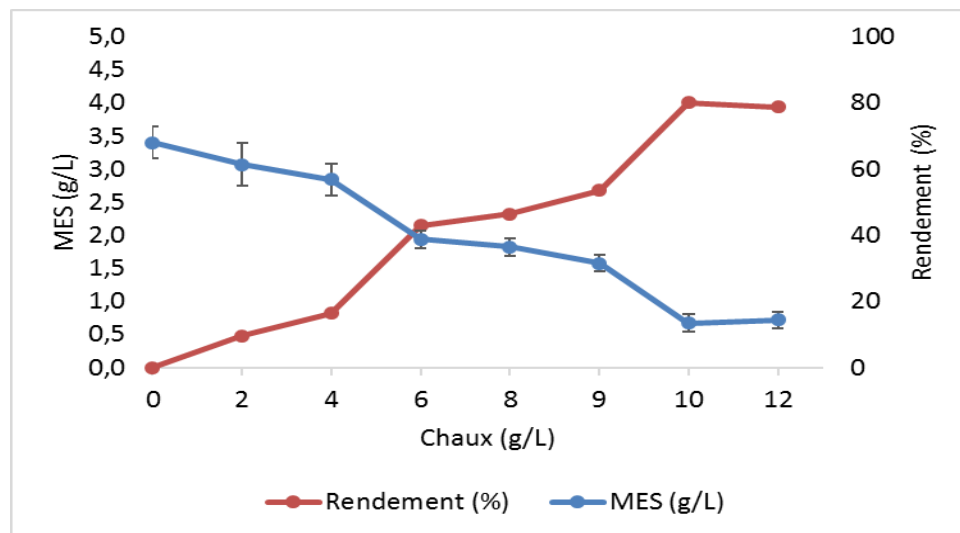


Figure 70: Evolution de la MES en fonction de la concentration de la chaux.

D'après la figure 70, on constate à partir de 10 g/L de chaux, un rendement très important de 80,2% de la MES. Ce taux se trouve dans la gamme des valeurs trouvées par de nombreux auteurs. Kılıç et *al.*, (2007) ont mis en évidence, successivement un abattement de 82% et de 71,6% de la MES au niveau du lixiviat brut.

C.IV.7. Evolution de la matière organique

L'ajout de la chaux a permis de réduire la DCO du lixiviat (Figure 71). Le taux d'élimination est de 89,89%. Ce rendement est élevé par rapport à ceux obtenus par d'autres auteurs. Shabiimam et *al.*, (2011) ont trouvé 86%, après avoir ajouté 25 g/L de chaux sur une DCO initiale de 2451 mg/L, ces valeurs sont élevées par rapport à celles obtenus par d'autres auteurs. Tatsi et *al.*, (2003) ont trouvé des taux d'élimination de la DCO variant de 30% à

45%, lors de l'addition de chaux à une concentration de 7 g/L dans des échantillons de lixiviat frais et partiellement stabilisés ayant une DCO initiale de 5350 mg/L. El Bada et *al.*, (2010) ont trouvé un rendement de 31% à une concentration de 10 g/L de chaux pour une DCO initiale de 138,76 mg/L, quant à Shabiimam et *al.*, (2012), ils ont trouvé un rendement de 69% après ajout de 25 g/L de chaux pour un lixiviat de DCO initiale de 2451 mg/L.

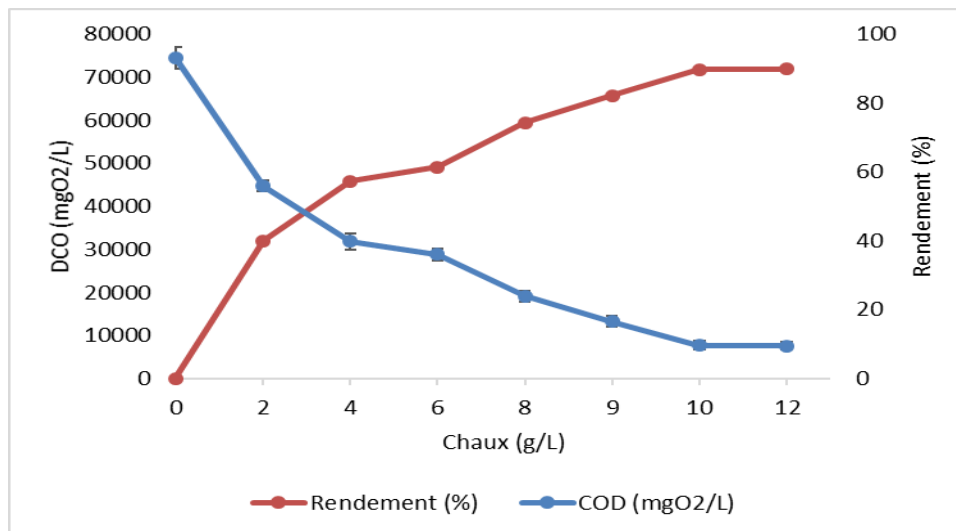


Figure 71: Evolution de la DCO en fonction de la concentration de la chaux.

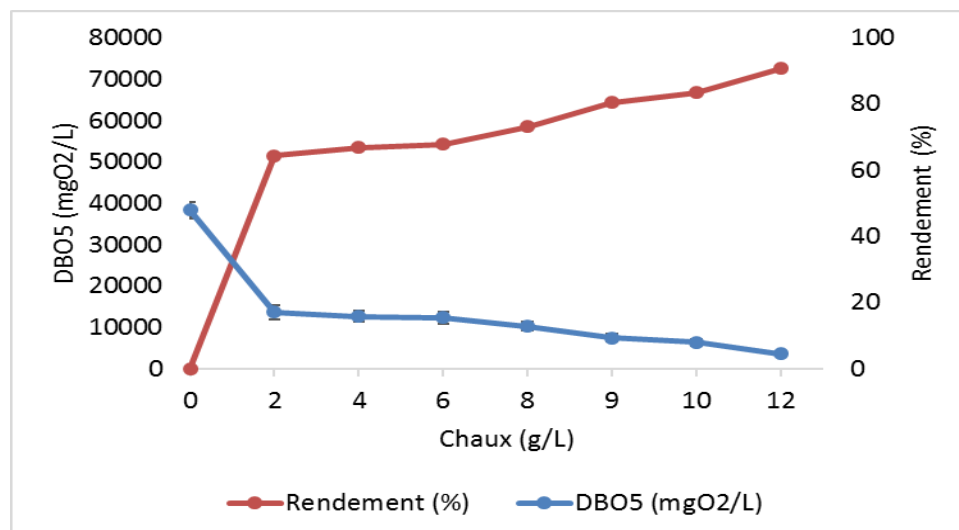


Figure 72: Evolution de la DBO₅ en fonction de la concentration de la chaux.

L'ajout de la chaux a permis de réduire également la DBO₅ du lixiviat (Figure 72). Le taux d'abattement est de 83,48%.

L'élimination de la DCO et de la DBO₅ du lixiviat est due à la coagulation à la chaux. Elle est également due, probablement, à la précipitation et à l'adsorption sur les précipités métalliques, y compris ceux de Ca²⁺, qui se forment dans le domaine de pH basique, tel que

les hydroxydes, les phosphates, les carbonates, etc., ou par entrainement lors de la coagulation de la matière en suspension.

La DCO et la DBO₅ diminuent ensemble avec l'augmentation de la chaux et donnent un rapport moyen de 0,5 allant de 0,31 à 0,83 (Tableau XVI, et Figure 73), ce qui montre que les lixiviats étudiés sont riches en matières organiques biodégradables (Kouassi A.E., et al. 2014). Toutefois, lors du premier ajout de 2 g/L, le rapport DBO₅/DCO diminue puis augmente (Figure 73). La diminution est probablement due à des réactions d'hydrolyse ou à des réactions conduisant à la libération de molécules ou d'entités plus ou moins biodégradables. L'augmentation peut ensuite s'expliquer par des réactions de coagulation, de précipitation et d'adsorption qui peuvent survenir suite à l'augmentation de la quantité de chaux ; les fractions minérale et réfractaire tendent à diminuer également.

Tableau XVI : Rapport DBO₅/DCO en fonction de doses de la chaux.

Dose de chaux	0	2	4	6	8	9	10	12
DBO₅ (mgO ₂ /L)	38313,333 ±1960,95	13653,333 ±1725,49	12666,666 ±1207,86	12320 ±1517,81	10269,667 ±999,69	7466,167 ±876,68	6330,667 ±892,38	3560,933 ±572,10
DCO (mgO ₂ /L)	74532,403 ±2598,9	44746,667 ±1276,08	31806,66 6±1938,56	28800 ±1487,25	19150 ±1286,76	13280 ±1364,98	7633,333± 1007	7536,666 ±896,65
DBO₅/DCO	0,51	0,31	0,40	0,43	0,54	0,56	0,83	0,47

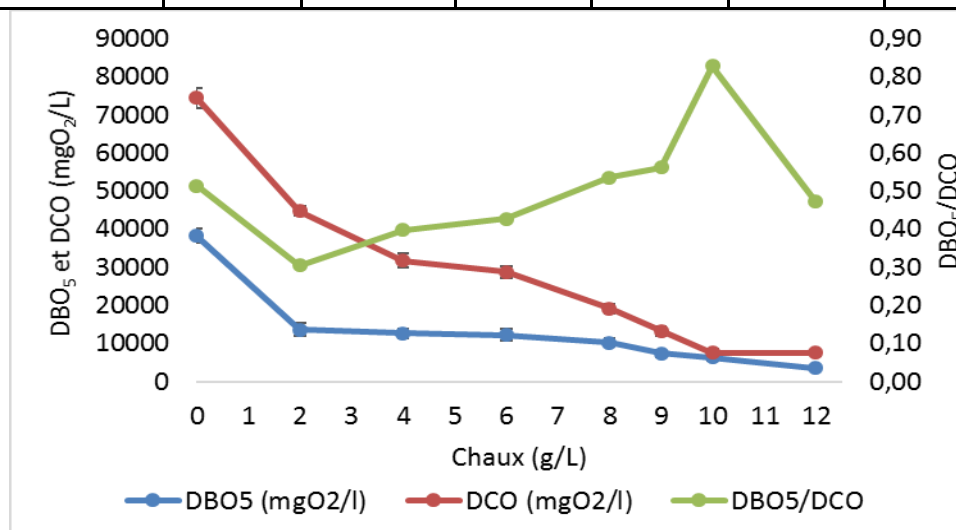


Figure 73: Evolution de la DCO, de la DBO₅ et de la DBO₅/DCO en fonction de doses croissantes de la chaux.

C.IV.8. Evolution des éléments minéraux et métalliques

La concentration des principaux métaux lourds présents dans le lixiviat diminue. Les taux d'élimination sont de 77,14% pour le fer (Figure 74), de 66,67 % pour le molybdène (Figure 75), et de 41,67% pour le cadmium (Figure 76). Ils sont éliminés soit par précipitation lorsque le produit de solubilité est atteint ou par simple adsorption sur les différents précipités ou sur la matière en suspension coagulée, se formant en solution. Pour la majorité d'entre eux (Fe, Zn, Ba, Cr, Ni, Mn...), la précipitation survient lorsque le pH augmente, cependant leurs pH optimums ne coïncident pas (Salem., 2011). Ils précipitent sous forme d'hydroxydes, de carbonates, de phosphates métalliques, etc.

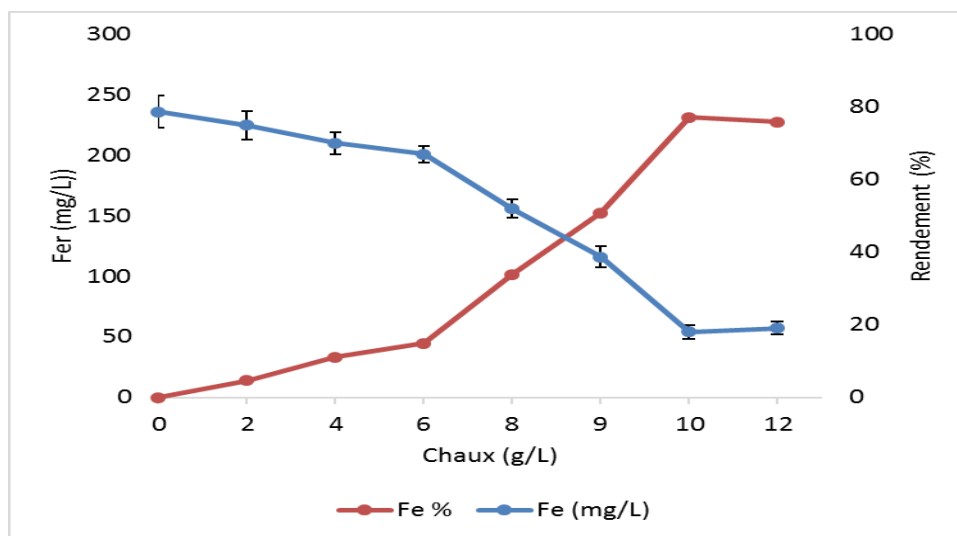


Figure 74: Evolution du Fer en fonction de doses croissantes de la chaux.

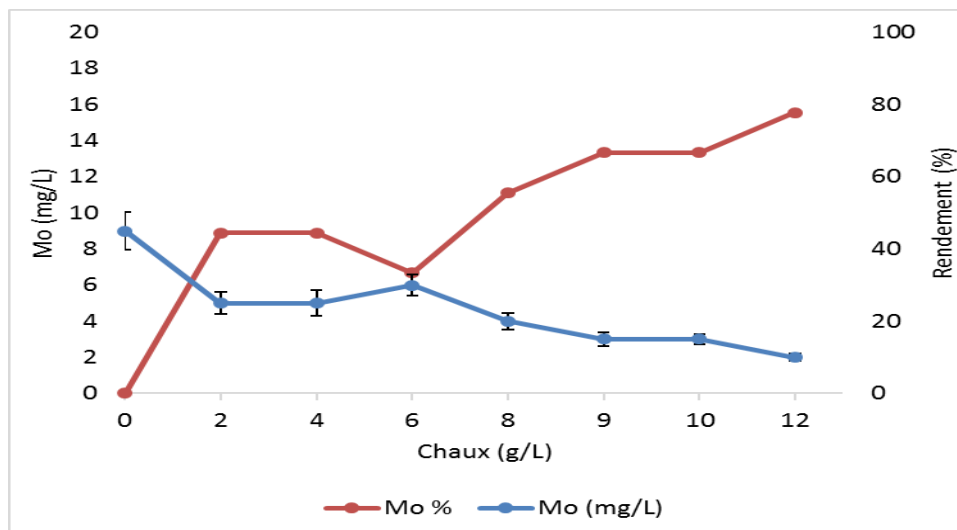


Figure 75: Evolution du Molybdène en fonction de doses croissantes de la chaux.

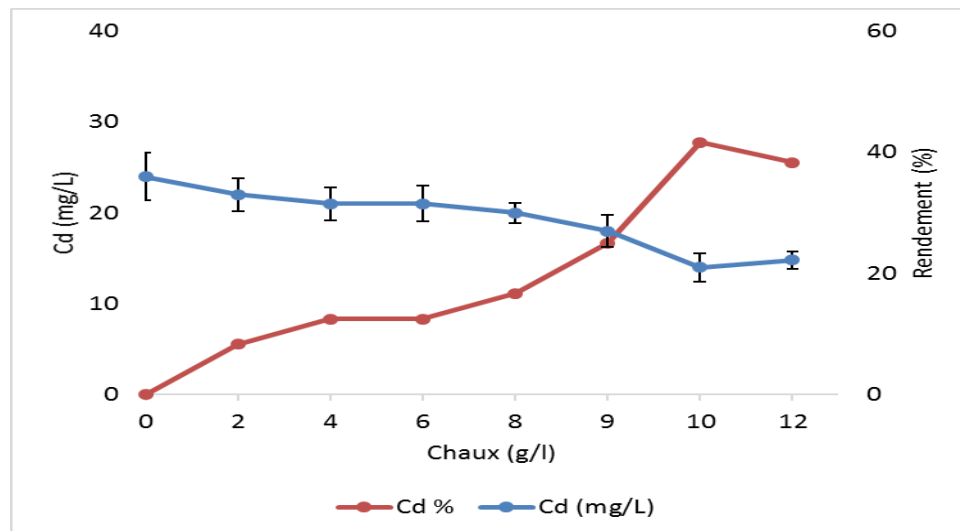


Figure 76: Evolution du Cadmium en fonction de doses croissantes de la chaux.

De nombreux chercheurs ayant réalisé des essais de coagulation par la chaux, ont trouvé des résultats plus ou moins similaires par coagulation à la chaux (El Bada *et al.*, 2010 ; Khalil *et al.*, 2015). Selon Dufresne., (1998), le traitement à la chaux permet la précipitation quasi complète de ces métaux : Fe^{3+} , Al^{3+} , Fe^{2+} à un pH 7,4 – 7,5. Dean., 1972 a montré que la chaux permet l'enlèvement de nombreux métaux comme le cuivre, le zinc, le fer, le manganèse, le nickel et le cobalt. Renou *et al.*, (2008d), ont montré que le traitement du lixiviat par la chaux permet la précipitation des métaux sous forme d'hydroxydes métalliques (abattement de 75,4% de Fe).

Cependant, Jenkins *et al.*, (1981) ont obtenu des enlèvements dépassant un taux de 93% des métaux avec simplement un ajout de chaux hydratée.

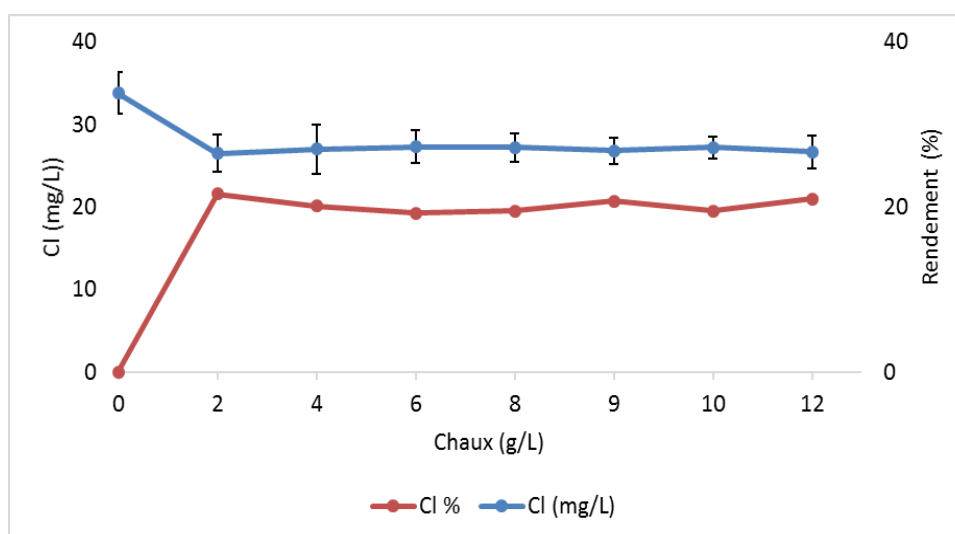


Figure 77: Evolution du Chlorure en fonction de doses croissantes de la chaux.

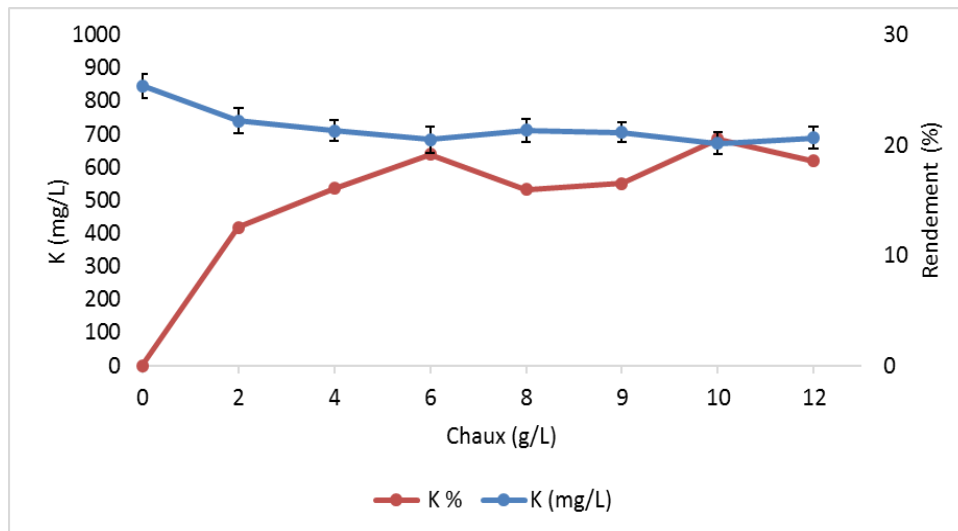


Figure 78: Evolution du Potassium en fonction de doses croissantes de la chaux.

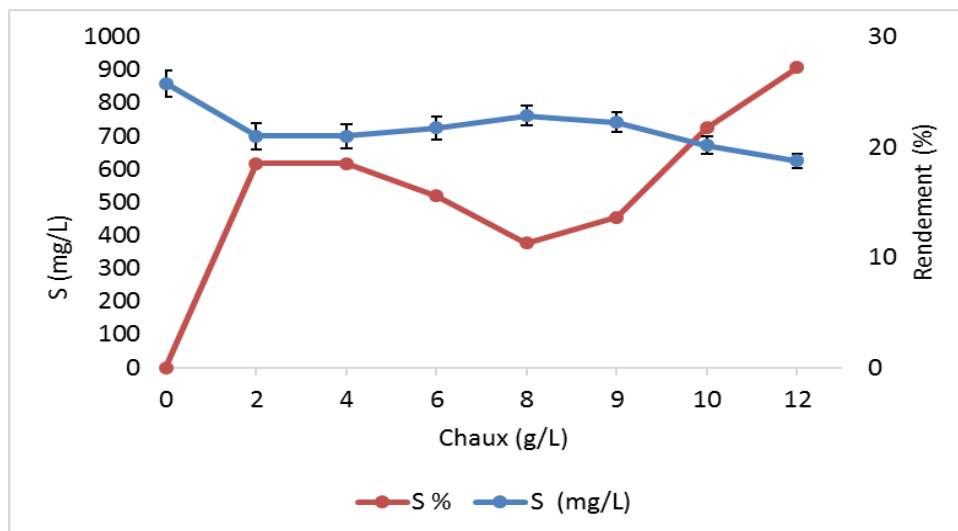


Figure 79: Evolution du Sulfure en fonction de doses croissantes de la chaux.

Les figures 77, 78 et 79 montrent l'évolution des ions Cl^- , K^+ et S^{2-} . Les taux d'abattement sont respectivement de 19,53% (Cl^-), de 20,57% (K^+) et de 21,77% (S^{2-}). Ils sont probablement éliminés par adsorption. S^{2-} peut être éliminé également par précipitation sous forme de sulfure métallique.

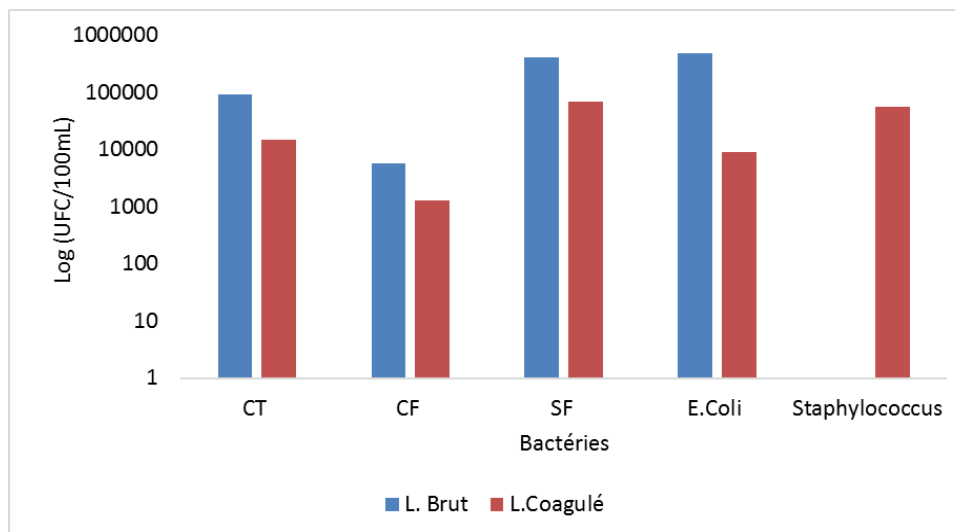
C.IV.9. Evaluation des paramètres microbiologiques

Le traitement par la coagulation a donné lieu à des résultats importants pour l'élimination des polluants microbiologiques comme montré dans le tableau XVII ci-dessous :

Tableau XVII : Composition microbiologique du lixiviat coagulé.

Paramètre	Valeur Initiale (Lixiviat brut)	Valeur finale (Lixiviat coagulé)
CT (UFC/100mL)	91230,00±1309,76	15050,00±1450,00
CF (UFC/100mL)	5620,00±342,87	1293,00±97,00
SF (UFC/100mL)	412360,00±9854,13	69860,00±1260,00
E.Coli (UFC/100mL)	489000,0±6732,56	9156,50±163,50
Salmonella (UFC/100mL)	+	+
Staphylococcus (UFC/100mL)	151000,00±5932,86	55760,00±1440,00

Le traitement à la chaux du lixiviat brut a permis de réduire de manière conséquente de nombreux paramètres de pollution (Figure 80). Les taux d'abattement sont comme suit 83,50% de CT, 76,99% de CF, 83,06% de Streptocoques fécaux, 81,28% de E.Coli, et 63,07 de Staphylococcus. De même, le pH du lixiviat a augmenté de 4,74 à 6,76.

**Figure 80:** Evolution des paramètres de pollution microbiologique après traitement.

C.IV.10. Conclusion

Les résultats ont montré que la chaux est le produit le plus efficace pour le traitement des lixiviats, elle permet de réduire davantage la charge polluante avec un coût minimal par rapport aux autres matériaux. D'après cette étude, le traitement de ce lixiviat par le procédé de coagulation à la chaux a montré des possibilités intéressantes de réduction des différents polluants. Les conditions optimales à ce processus sont :

- Une vitesse d'agitation pour la coagulation = 250 tours/min pendant 5 minutes ;
- Une vitesse d'agitation pour la floculation = 25 tours/min pendant 20 minutes ;
- Un temps de décantation = 120 min ;
- pH=7;
- $[\text{Ca}(\text{OH})_2] = 10 \text{ g/L}$.

L'utilisation de la chaux a permis l'élimination de nombreux polluants du lixiviat : la turbidité, la matière organique, la matière minérale, etc. Grâce à la coagulation par Ca^{2+} , la précipitation des métaux lourds lorsque le pH augmente et l'adsorption sur les précipités métalliques, y compris ceux de Ca^{2+} , qui se forment dans le domaine de pH basique, tel que les hydroxydes, les carbonates, etc. Les rendements obtenus sont de l'ordre de 92,95% pour la turbidité, de 80,2% pour la MES, de 89,89% pour la DCO, de 83,48% pour la DBO_5 , de 77,14 % pour le Fe, de 66,67% pour le Mo, de 41,67% pour le Cd, de 21,77% pour le S^{2-} , de 20,57% pour le K^+ , et de 27,20 % pour le Cl^- . Ainsi que, 83,50% pour les CT, 76,99% pour les CF, 83,06% pour les SF, 81,28% pour les E. Coli, et 63,07 pour les Staphylococcus.

En outre, l'indice de DBO_5/DCO pour les lixiviats prétraités est de l'ordre de 0,5 en moyenne. Ceci correspond à une bonne biodégradabilité ; ce qui favorise un traitement complémentaire biologique permettant de réduire davantage la charge polluante.

CHAPITRE V: COUPLAGE DU TRAITEMENT PAR COAGULATION ET PAR VOIE ANAEROBIE

C.V.1. Introduction

Le mode de traitement biologique a été envisagé en raison de la composition des lixiviats qui sont riches en matières organiques de caractère biodégradable ($DBO_5/DCO = 0,53$), et qui peuvent être dégradés à des vitesses plus au moins importantes par les bactéries. Ce type de traitement biologique est efficace sur des lixiviats jeunes ou non stabilisés, et il permet de valoriser les composés organiques en conditions anaérobies sous forme de biogaz (CO_2 , CH_4) (Bouchet., 2014). En outre, les conditions climatiques de la région sont favorables pour ce type de traitement, puisque la moyenne des températures est de $25^\circ C$ et peut atteindre jusqu'à $45^\circ C$ en été. Aussi ce mode de traitement offre d'autres avantages : faible production de boue, faible coût d'investissement et de maintenance, faible consommation d'énergie, espace d'installation réduit, production de biogaz valorisable et grande adaptabilité aux effluents chargés en pollution organique (Lettinga., 1995).

De ce fait, nous avons choisi de combiner le procédé de la coagulation à la chaux -qui a donné des résultats satisfaisants- au procédé biologique discontinu par voie anaérobie qui consiste à remplir le digesteur avec les substrats à traiter et à laisser digérer. Le temps de rétention est fonction de la température dans le digesteur (Tchouate Héteu & Martin, 2003 ; Ricard et *al.*, 2010). Plus la température est élevée, moins le temps de contact sera long. C'est la durée pendant laquelle le substrat réside à l'intérieur du digesteur (Burton & Turner, 2003 ; Ricard et *al.*, 2010).

Notre expérience est basée sur un suivi, pendant une durée de sept semaines, de l'évolution des taux épuratoires d'un lixiviat prétraité par coagulation et du lixiviat brut, dans les conditions d'une digestion anaérobie sans ajout d'aucun inoculum. En effet, les micro-organismes inclus dans le lixiviat sont responsables de la dégradation des polluants.

C.V.2. Suivi de l'évolution des paramètres physico-chimiques pendant le traitement biologique par voie anaérobie

Le tableau XVIII ci-dessous, présente l'évolution temporelle de différents paramètres physico-chimiques du lixiviat brut au cours du traitement biologique dans un bioréacteur discontinu anaérobie.

D'une manière générale, la température, et le pH augmentent progressivement en fonction du temps, contrairement aux autres paramètres biologiques et minéraux qui diminuent.

Tableau XVIII : Evolution des paramètres physico-chimiques du lixiviat brut au cours du traitement biologique dans des conditions anaérobies.

Jours	T°C	pH	DBO ₅ (mgO ₂ /L)	DCO (mgO ₂ /L)	Turbidité (NTU)	MES (mg/L)	CE (µS/cm)
0	25,15 ±0,75	3,74 ±0,23	26860,33 ±1068,1	47138,25 ±1725,3	5773,71 ±265,5	2744,62 ±237,1	20524 ±1065,4
1	25,15 ±0,75	3,74 ±0,23	26860,33 ±1068,1	47138,25 ±1725,3	5773,71 ±265,5	2744,62 ±237,1	20524 ±1065,4
5	26,89 ±1,05	4,21 ±0,17	19532,51 ±954,21	40457,33 ±1562,8	5181,54 ±298	2632,85 ±258	18910,32 ±925
10	27 ± 0,96	4,95 ±0,19	18236,84 ±841,9	40295,21 ±1695	4138,28 ±209,6	2495,32 ±221,4	17579,91 ±907,5
15	27,55 ±1,14	5,32 ±0,07	16940,35 ±895,78	39861,32 ±1702,9	3897,21 ±225,7	2165,85 ±209,3	13987,24 ±841,1
20	28,29 ±2,02	5,98 ±0,15	15695,91 ±904,2	39788 ±1539	3685,65 ±381,9	1979,32 ±241,9	9978,32 ±697,9
25	28,45 ±1,65	6,05 ±0,24	14036,95 ±795,04	38436,8 ±1504,8	3239 ±193,95	1894,32 ±236,2	6973,02 ±731,8
30	28,2 ±2,23	6,16 ±0,40	13065,12 ±815,9	35836 ±1328,5	2903,71 ±119	1803,85 ±205,1	6787,56 ±725
35	28,15 ±1,57	6,28 ±0,27	10962,35 ±695	31197 ±1284,7	2739,12 ±207,2	1591,56 ±205,3	6523,25 ±591,3
40	29,23 ±2,15	6,31 ±0,19	9985,32± 607	29922,67 ±1065	2658,95 ±275	1332,21 ±189,8	6509,84 ±603,2
45	29,32 ±1,99	6,35 ±0,42	9835,95± 579,9	26578 ±1161	2591,32 ±215	1212,2 ±197,1	6358,65 ±541
50	28,53 ±0,98	6,48 ±0,31	7294,19± 320,8	24476 ±898,3	2374, 32 ±158,4	1139,04 ±115,7	5684,68 ±496,6

Dans un temps de séjour de 50 jours, la température est passée de 25,15°C à 28,53°C et le pH est passé vers la neutralité de 3,74 à 6,48. La DBO₅ et la DCO sont passées progressivement de 26860,33 mgO₂/L vers 7294,19 mgO₂/L et de 47138,25 mgO₂/L vers 24476 mgO₂/L.

Quant à la pollution minérale traduite par la turbidité, elle a diminué de 5773,71 NTU à 2374,32 NTU, la matière en suspension, et la conductivité ont aussi diminué progressivement de 2744,62 mg/L à 1139,04 mg/L, et de 20524 µS/cm à 5684,68 µS/cm.

Par ailleurs, le traitement antérieur physico-chimique de coagulation a amélioré l'efficacité du traitement biologique, dont les résultats obtenus sont présentés dans le tableau XIX et détaillés dans les graphes ci-après. Egalement, Welanden et *al*, (1998), ont confirmé que les lixiviats seront traités efficacement en combinant un procédé biologique à un procédé chimique ou physique.

Tableau XIX : Evolution des paramètres physico-chimiques, d'un lixiviat prétraité, dans des conditions anaérobies.

Jours	T°C	pH	DBO ₅ (mgO ₂ /L)	DCO (mgO ₂ /L)	Turbidité (NTU)	MES (mg/L)	Cond (µS/cm)
0 (sans traitement)	25,15 ±0,75	3,74 ±0,23	26860,33 ± 1068,09	47138,25 ±1725,32	5773,71±265,5	2744,62±237,1	20524±1065,4
1 (Prétraité)	26,65 ±0,97	6,76 ±0,75	4590,73 ±819,20	8511,23 ±701,01	561,53±89,15	372,45±97,2	20969,3±1206
5	27 ±1,08	7,01 ±0,48	3601,32 ± 497,9	7782,4 ±598,95	461,62±64,34	310,1±90,15	18791,98±954,2
10	27,62 ±0,96	7,12 ±0,35	3231,32 ±691,6	7032,65 ±716,37	413,56±74,9	301,62±86,2	17032,85±982,14
15	28,85 ±0,73	7,22 ±0,39	3068,62 ±287,32	6695,32 ±598,90	395,21±62,21	298,32±58,5	13572,97±796,36
20	28,93 ±0,81	7,27 ±0,09	2187,1 ±198,12	6394 ±691	379,69±59	241,02±64,1	9735,21±854,2
25	29,85 ±1,05	7,3 ±0,18	1971,69 ±172	5948,8 ±420,52	371,95±50,86	210,32±69,14	8601,35±869,18
30	28,6 ±1,14	7,45 ±0,28	1214,36 ±169,50	3586,4 ±518,12	336,56±49,19	131,25±45,9	5831,98±695,25
35	28,45 ±0,86	7,47 ±0,50	1095,32 ±114,19	3233 ±612,61	251,32±27,5	117,32±49,09	5331,21±851,3
40	29,01 ±1,27	7,47 ±0,39	1002,95 ±256,01	2948,5 ±398,4	249,62±34,8	102,32±23,4	4997,1±795
45	29,95 ±0,87	7,48 ±0,38	715,32 ±58,45	2030 ±498,18	241,32±51,3	98,01±9,62	4526,21±632,85
50	28,95 ±1,16	7,47 ±0,40	629,95 ±60,21	1908 ±294,75	201,65±55,74	95,32±7,56	3951,95±451,47

Comme montré dans la figure 81 la température a légèrement augmenté avec le temps et elle oscille entre 25,15°C et 29,32°C pour le lixiviat brut, et entre 25,15° et 29,95°C pour le

lixiviat prétraité. Cette augmentation peut être due aux réactions de microorganisme et aux conditions climatiques extérieures. La température est un facteur très important influent sur la vitesse et l'efficacité de la dégradation. D'après Krinkels., (2004), le temps de rétention dans le digesteur est de 25 à 32 jours avec une température située, typiquement, entre 24-40°C.

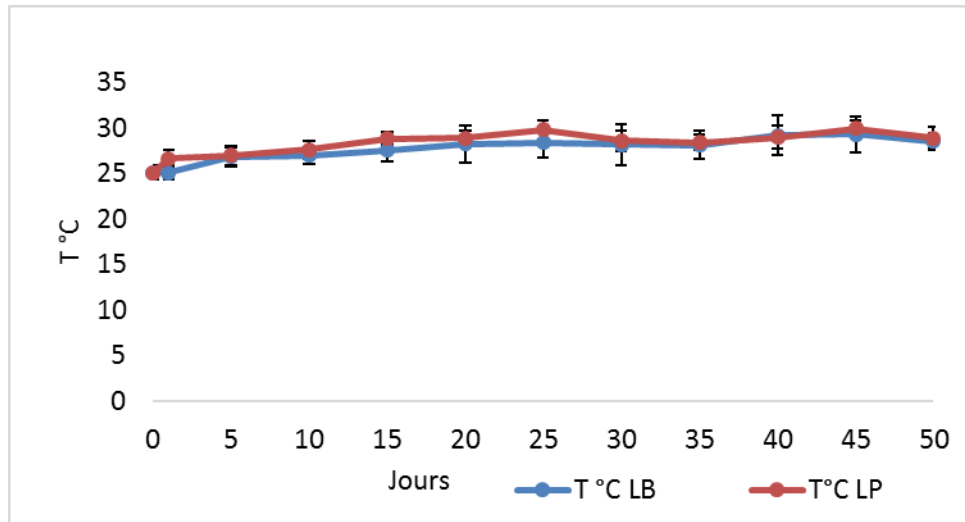


Figure 81: Evolution temporelle de la température du lixiviat brut et prétraité par la coagulation.

Le suivi du pH (Figure 82) pour le lixiviat brut, a montré une augmentation importante dans les premiers vingt jours (5,98), après, il a continué d'accroître légèrement jusqu'à arriver à 6,48 en dernière jour. Cependant, pour le lixiviat prétraité, le traitement par la chaux a augmenté le pH de 3,74 à 6,76 dans le premier jour qui correspond au traitement physico-chimique, et au commencement du traitement anaérobie. Durant le traitement biologique le pH augmente légèrement jusqu'à neutralisation 7,47.

L'augmentation du pH dans les conditions du traitement biologique peut être due au développement de bactéries anaérobies strictes qui rééquilibrent les concentrations en AGV et CO₂ (Rouez., 2008), et à l'augmentation de l'alcalinité CaCO₃ (Ghasimi et al., 2008).

Selon Ostren., (2004), le pH optimum de la méthanisation se situe autour de la neutralité, entre 6,5-8,5. Cette valeur existe dans la fourchette des valeurs limites générale de rejet.

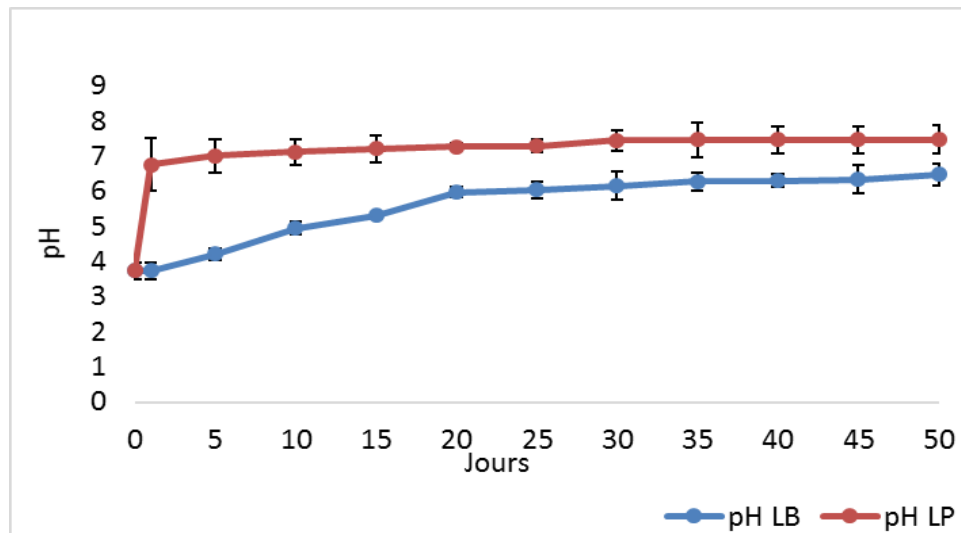


Figure 82: Evolution temporelle de pH du lixiviat brut et prétraité par la coagulation.

La pollution minérale traduite par la conductivité électrique, la matière en suspensions et la turbidité a diminué. En effet, la conductivité électrique (Figure 83) a diminué d'une façon plus importante dans les premiers 25 jours de 20524 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 6973,02 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et puis a continué à diminuer progressivement jusqu'à 5684,74 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (72,30%). Pourtant, dans le lixiviat prétraité nous mettons en évidence des valeurs décroissantes d'une façon régulière par rapport au temps de résidence dans le réacteur pour avoir une diminution de 20524 $\mu\text{S}/\text{cm}$ à 3951,95 $\mu\text{S}/\text{cm}$, soit une réduction de 80,74%. Cette valeur obtenue est supérieure à celle fixée dans la norme de rejet (2700 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Bulletin officiel N° 6199., 2013).

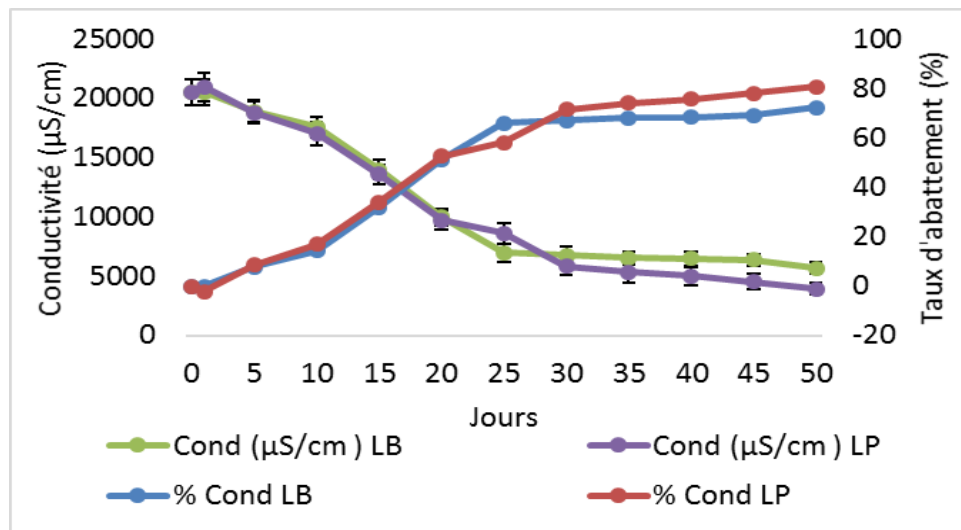


Figure 83: Evolution temporelle de la conductivité électrique du lixiviat brut et prétraité dans les conditions anaérobies de traitement.

Concernant la matière en suspension (Figure 84) et la turbidité (Figure 85), elles ont aussi diminué presque de la même allure dans le réacteur témoin. La charge de MES a été

réduite de 2744,62 mg/L à 1139,04 mg/L soit un taux épuratoire de 58,49%, et la turbidité a diminué de 5773,71 mg/L à 2374,32 mg/L, soit 58,88% de rendement d'élimination.

Le traitement combiné a prouvé une efficacité qui peut dépasser 96%, la grande partie a été éliminée par le traitement physico-chimique à la chaux de 2744,62 mg/L à 372,45 mg/L, soit 86,43% pour la matière en suspension, et de 5773,71 NTU à 561,53NTU soit 90,27% pour la turbidité. Ces résultats se sont améliorés davantage avec le traitement biologique qui nous a permis d'atteindre des taux d'épuration de 96,53% et de 96,51% pour la matière en suspension et la turbidité. La valeur finale de 95,3 mg/L de la MES est inférieure à celle de la norme de rejet générale (100mg/L).

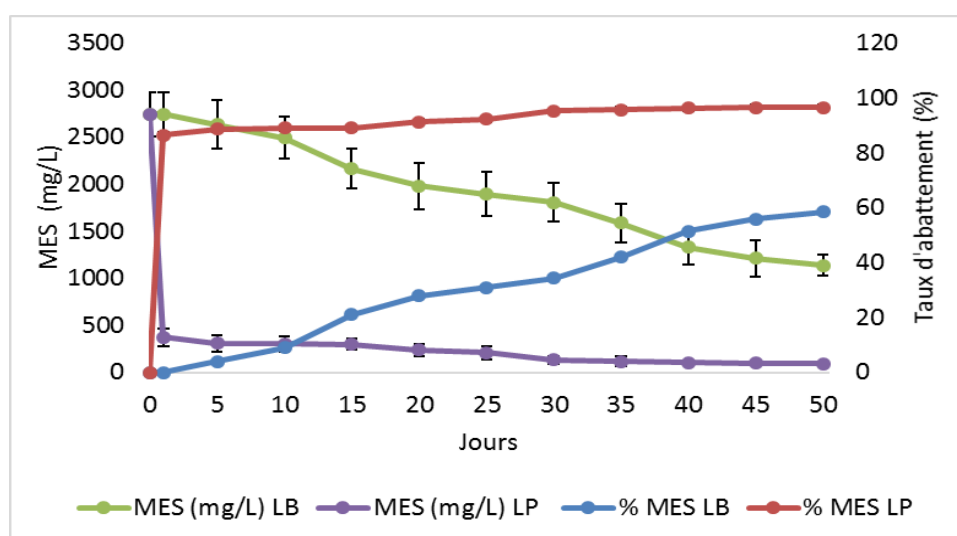


Figure 84: Evolution temporelle de la MES du lixiviat brut et prétraité dans les conditions anaérobies de traitement.

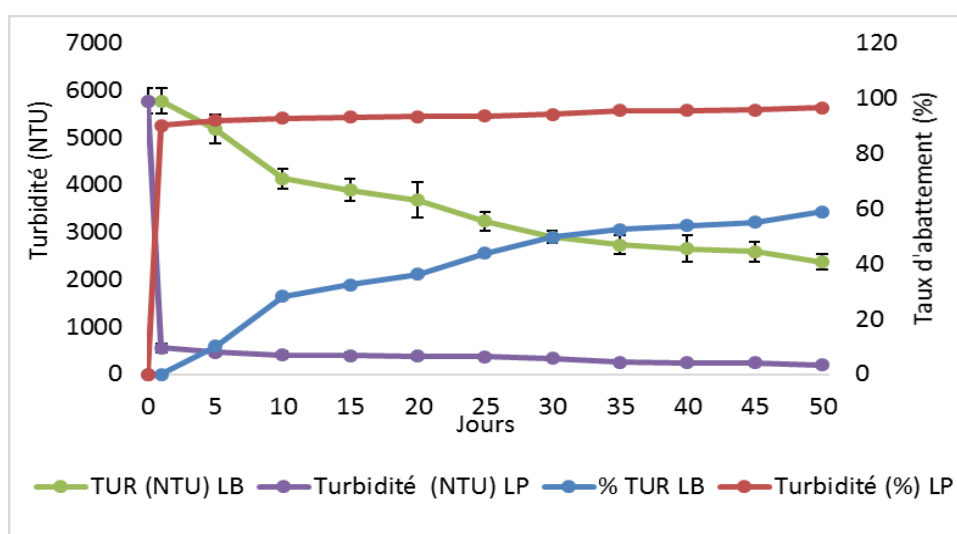


Figure 85: Evolution temporelle de la turbidité du lixiviat brut et prétraité dans les conditions anaérobies de traitement.

En outre, la matière organique dans le réacteur témoin a montré une efficacité du traitement biologique pour l'élimination de la charge organique, la DBO₅ (Figure 86) est passée de 26860,33 mgO₂/L à de 7294,19 mgO₂/L (72,84%) et la DCO (Figure 87) de 47138,25 mgO₂/L à 24476 mgO₂/L (51,18%) après 50 jours. Cependant, ces valeurs restent supérieures à celles des valeurs limitent de (100 mgO₂/L pour la DBO₅ et 500 mgO₂/L pour la DCO).

En comparaison avec d'autres études, Ghasimi et *al.*, (2008), ont trouvé des résultats similaires après une digestion anaérobie dans un réacteur discontinu pendant 53 jours d'un lixiviat jeune (DCO = 43% et la DBO₅ = 80%). En outre, Hakkou., (2001) a retrouvé une réduction plus importante (93% pour la DCO et 99% pour la DBO₅) après un traitement biologique anaérobie d'un lixiviat jeune.

Les résultats du traitement combiné sont encourageants en matière de réduction de la matière organique. En effet la DCO (Figure 87) a été diminuée de sa valeur initiale de 47138,35 mgO₂/L à 1908 mgO₂/L (96,19%), et de 26860,33 mgO₂/L à 629,95 mgO₂/L (97,65%) pour la DBO₅ (Figure 87).

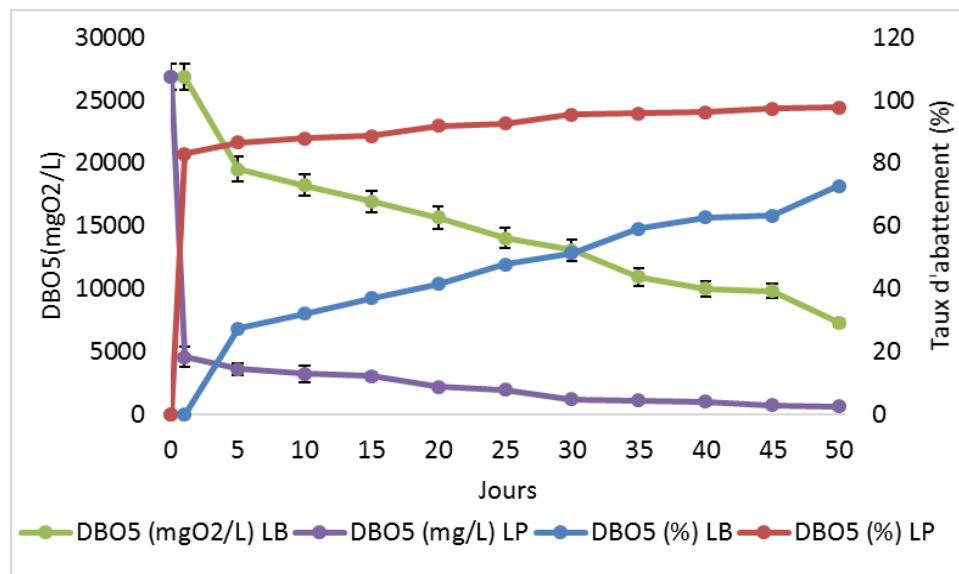


Figure 86: Evolution temporelle de la DBO₅ du lixiviat brut et prétraité dans les conditions anaérobies de traitement.

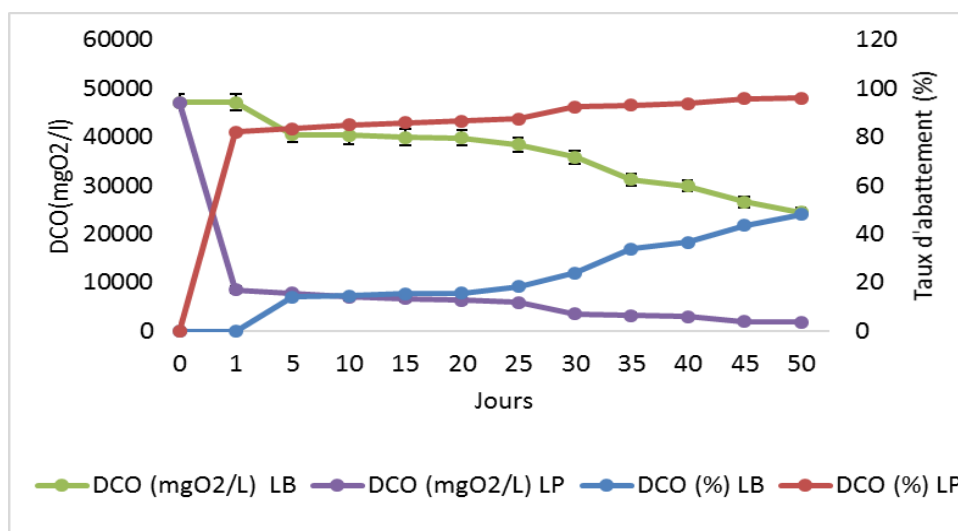


Figure 87: Evolution temporelle de la DCO du lixiviat brut et prétraité dans les conditions anaérobies de traitement.

C.V.3. Evolution des paramètres microbiologiques

En termes de la pollution microbiologique, et comme illustré dans le tableau XX et les figures 88 et 89, les coliformes totaux, les coliformes fécaux et les Streptocoques fécaux, sont éliminés respectivement à hauteur de 99,53%, de 98,52% et de 98,39% à la sortie du système combiné. De même, ce traitement a permis un abattement de *E. Coli*, et des *staphylococcus sp*, respectivement de 99,23%, et de 99,93%.

Tableau XX : Les résultats du traitement couplé sur les polluants microbiologiques.

Paramètre	Valeur initiale (L. Brut) ± Ecart-type	Valeur finale (L. Traité) ± Ecart-type
CT (UFC/100mL)	91230,00±9765,78	426,67 ± 61,28
CF (UFC/100mL)	5620,00±305,87	83,33 ± 9,43
SF (UFC/100mL)	412360,00±2500,25	663,33 ± 38,59
<i>E. Coli</i> (UFC/100mL)	48900,00±6539,10	376,67 ± 20,55
<i>Staphylococcus sp</i> (UFC/100mL)	151000,00±1087,50	100 ± 21,6

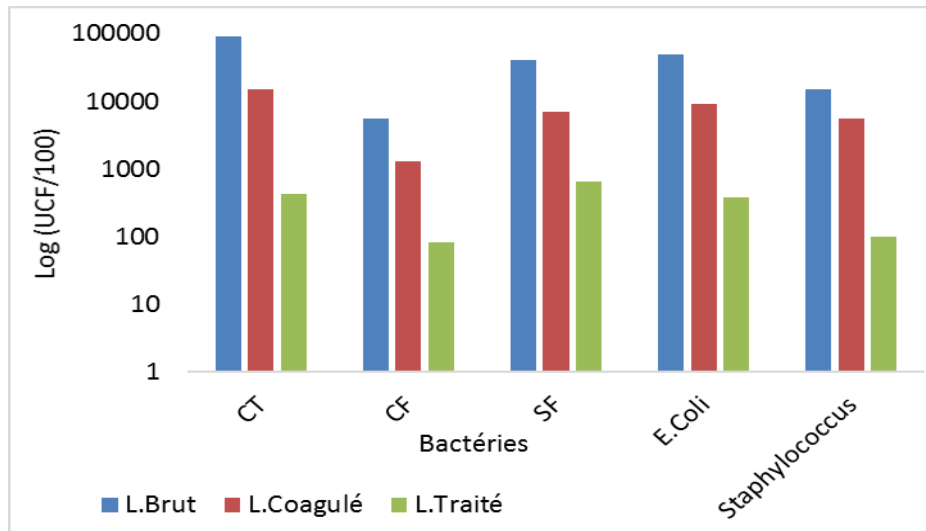


Figure 88: Evolution des valeurs des polluants microbiologiques après le traitement combiné.

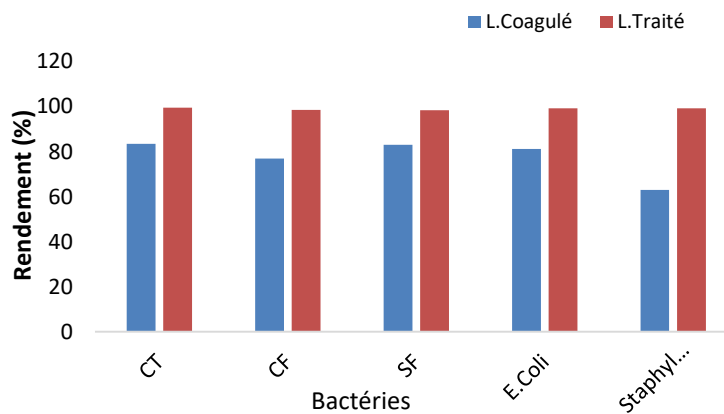


Figure 89: Evolution des taux d'abattement des paramètres microbiologiques après le traitement.

EZ Zoubi et *al.*, 2010 ont trouvé après un traitement combiné d'un procédé physico-chimique par coagulation en FeCl_3 , et d'un traitement anaérobie sur les lixiviats de la décharge de Fès que les CT et CF sont totalement éliminés à la sortie du système combiné. Les SF et les staphylocoques ont enregistré des taux d'abattement dépassant les 99,98 %.

Tableau XXI : Comparaison des valeurs finales avec les valeurs limites de rejet direct, de rejet indirect et de rejet des eaux destinées à l'irrigation

Paramètre	Valeurs lixiviats brutés	Valeur lixiviats traités	Valeurs limites de rejet direct	Valeurs limites de rejet indirect	Valeurs limites de rejet des eaux destinées à l'irrigation
pH	3,74	7,47	6,5-9,5	6,5-8,5	6,5-8,5
CE (us/cm)	20524	3951,95	2700		8700
MES (mg/L)	2744,62	95,3	100	600	
Turbidité (NTU)	5773,71	201,65	***	***	***
DBO5 (mgO2/L)	26860,33	629,95	100	500	***
DCO (mgO2/L)	47138,25	1908	500	1000	***
CT (UFC/100mL)	91230	426,67 ± 61,28	***	***	***
CF (UFC/mL)	5620	83,33 ± 9,43	***	***	5000/100 ml
SF (UFC/100mL)	412360	663,33 ± 38,59	***	***	***
E.Coli (UFC/100mL)	48900	376,67 ± 20,55	***	***	***
Staphylococcus (UFC/100mL)	151000	100 ± 21,6	***	***	***

C.V.4. Conclusion

Le traitement combiné physico-chimique de coagulation par la chaux, suivie d'un traitement biologique dans des conditions anaérobies, a permis d'obtenir des résultats satisfaisants en matière d'élimination des éléments organiques, minéraux et microbiologiques.

Les résultats obtenus confirment donc que la technique de traitement physico-chimique de coagulation par la chaux combinée avec un traitement biologique anaérobie en discontinue est adaptée aux lixiviats fortement chargés, traduit par une efficacité d'élimination de la matière polluante.

En effet, le suivi de l'évolution des paramètres indicateurs de pollution physico-chimique, et microbiologique en fonction du temps a été réalisé pendant sept semaines et a permis d'obtenir des rendements épuratoires assez importants avec des taux d'abattements de 96,19% de 97,65% de 96,51% et de 96,53%, respectivement pour la DCO, la DBO₅, la turbidité, et les MES.

Nous avons enregistré également, une réduction de la charge microbienne très encourageante. En effet les CT, les CF, les SF, les E. Coli et les Stphylococcus, ont diminué respectivement de 99,53%, de 98,52%, de 98,39%, de 99,23% et de 99,93%.

CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES

Les résultats obtenus ont montré que la décharge de Fkih Ben Salah génère une quantité importante de déchets (31 212T/an) qui varie en fonction des saisons de l'année, et des jours de la semaine, dont la fraction organique représente la grande partie (77,4%). Cette dernière est responsable de la production d'une quantité importante de lixiviats (6004,01m³/an) de caractère acides et à forte charge polluante ; organique, métallique, minérale et microbienne : CE (22,71ms/cm), Turbidité (5710,05 FTU), MES (1755,74 mg/L), DCO (25608,34 mgO₂/L), DBO₅ (10612,26 mgO₂/L), Fe (59,038 mg/L), Zn (8,54 mg/L), Pb (1,97 mg/L), coliformes totaux (5,112 x 10⁶ UFC/100mL), coliformes fécaux (0,165 x 10⁶ UFC/100mL), *Escherichia coli* (0,054 x 10⁶ UFC/100mL), *Streptocoques* (0,034 x 10⁶ UFC/100mL), entérocoques (0,094 x 10⁶ UFC/100mL), *Pseudomonas* sp (0,7 x 10⁶ UFC/100mL), et *Staphylococcus* sp (0,140 x 10⁶ UFC/100mL).

Le suivi temporel de caractérisation des lixiviats a montré qu'elle est en relation causale avec la composition des déchets produits, et sont variables en fonction des saisons et des jours de la semaine. Par ailleurs, les valeurs des rapports DBO₅/DCO (0,33 à 0,57) indiquent que les lixiviats sont riches en matières organiques biodégradables.

L'évaluation écotoxicologique des lixiviats sur la survie de la moule *Mytilus galloprovincialis* et sur la germination et la croissance de l'orge *Hordeum vulgare* a révélé un risque écotoxicologique important sur les deux espèces. Les moules contaminées par les lixiviats ont présenté un risque de mortalité très élevé (faible probabilité de survie). Pour la germination et la croissance de l'orge, les graines traitées par les différentes concentrations du lixiviat ont montré des taux d'inhibition de germination et de croissance élevés.

D'après ces résultats on constate que les lixiviats de la décharge de Fkih Ben Salah sont toxiques et présentent ainsi un danger potentiel permanent pour la santé de la population riveraine, l'environnement avoisinant, et risque de contaminer la nappe phréatique qui circule à des faibles profondeurs, sous un substratum perméable, d'où la nécessité de leur traitement avant leur rejet dans le milieu récepteur.

Le traitement proposé est basé sur un couplage d'un procédé physico-chimique par coagulation et celui biologique anaérobie. La coagulation a montré que la chaux est le produit le plus efficace, il permet de réduire davantage la charge polluante avec un coût minimal par rapport aux autres matériaux grâce à la coagulation par Ca²⁺, la précipitation des métaux lourds lorsque le pH augmente et l'adsorption sur les précipités métalliques, y compris ceux de Ca²⁺, qui se forment dans le domaine de pH basique, tel que les hydroxydes, les

phosphates, les carbonates, etc. Les rendements obtenus sont : 92,95% de turbidité, 80,02% de MES, 89,89 % de DCO, 83,48 % de DBO₅, 77,14 % de Fe, 66,67% de Mo, 41,67 % de Cd, 21,77 % de S²⁻, 20,57% de K⁺ et 19,53% de Cl⁻.

En effet, le couplage de deux techniques de coagulation par la chaux, suivi par une épuration biologique anaérobie a permis d'obtenir des rendements épuratoires assez importants avec des taux d'abattelements de 96,19%, de 97,65%, de 96,51% et de 96,53% respectivement pour la DCO, la DBO₅, la turbidité, et les MES. Egalement la pollution microbiologique traduite par les CT, les CF, les SF, les E. Coli et les *Staphylococcus*, ont diminué respectivement de 99,53%, 98,52%, 98,39%, 99,23% et 99,93%.

Les résultats obtenus confirment donc que la technique de traitement physico-chimique de coagulation par la chaux combinée avec un traitement biologique anaérobie en discontinu est adaptée aux lixiviats fortement chargés, traduit par une efficacité d'élimination de la matière polluante.

En outre, l'indice de DBO₅/DCO pour les lixiviats prétraités est de l'ordre de 0,54 en moyenne. Ceci correspond à une bonne biodégradabilité ; ce qui favorise un traitement complémentaire biologique permettant de réduire davantage la charge polluante.

En perspective, premièrement, et dans le contexte actuel de raréfaction des ressources hydriques au Maroc, notamment celles destinées à la consommation, il serait intéressant d'étudier les risques sanitaires liés à l'infiltration de lixiviat, afin d'évaluer les niveaux d'exposition réels des riverains.

Egalement, et vue que le traitement par coagulation-floculation des lixiviats génère une grande quantité de boue, il serait très intéressant de mener une étude de caractérisation des boues afin de faciliter éventuellement la valorisation agronomique de leur compost.

Par ailleurs, en plus des conditions climatiques de la zone d'étude qui sont favorables pour le fonctionnement de cette technique, le traitement par voie anaérobie peut produire une quantité importante de biogaz. Il serait donc utile d'étudier la possibilité de réaliser une installation pilote afin de récupérer, de quantifier et de valoriser le biogaz généré par le procédé de biométhanisation pour augmenter l'efficacité de ce procédé en utilisant la chaleur générée pour l'augmentation de la température, et par conséquent l'accélération de la biodégradation et l'élimination des polluants.

Il paraît aussi possible d'adapter un traitement préliminaire thermique pour éliminer la charge microbienne (notamment les sulfatoredutrices) et sélectionner celle responsable de la dégradation de la matière organique et la production du biogaz (les bactéries méthanogènes).

Finalement, et au vu des résultats de l'évaluation écotoxicologique, il paraît indispensable d'étudier les risques sanitaires liés à l'infiltration de lixiviat de la décharge publique de Fkih Ben Salah, afin d'évaluer les niveaux d'exposition réels des riverains.

BIBLIOGRAPHIE

A

Abdulhussain A. Abbas., Guo Jingsong., Liu Zhi Ping., Pan Ying Ya and Wisaam S. Al-Rekabi. (2009). Review on Landfill Leachate Treatments', American Journal of Applied Sciences, Vol. 6, No. 4,2009, pp.672-684.

Abbou, M. B., & El Haji, M. (2014). Traitement des Lixiviats de la décharge non contrôlée de la ville de Taza par électrocoagulation-filtration et leur réutilisation dans la germination du Sorgho et de la luzerne [Treatments by electrocoagulation-filtration of uncontrolled Leachate discharge from the city of Taza and re-use in the germination of sorghum and alfalfa]. International Journal of Innovation and Applied Studies, 9(1), 355.

Abu-Qudais, M. D., & Abu-Qdais, H. A. (2000). Energy content of municipal solid waste in Jordan and its potential utilization. Energy conversion and management, 41(9), 983-991.

ADEME. (1999). Les installations de stockage des déchets ménagers et assimilés : techniques et recommandations. Ademe Editions, Paris, 106 pages et annexes.

ADEME. (2000). In : Déchets municipaux. ADEME(Ed), 2^{ème} édition, Paris, p11.

ADEME-Modecom, 1993. CARADEME - Guide pour la réalisation de campagnes de caractérisation des MA.

Adeolu A. O., Ada O. V., Gbenga A. A., and Adebayo O. A (2011). Assessment of groundwater contamination by leachate near a municipal solid waste landfill, African Journal of of Environmental Science and Technology, vol. 5, no. 11, pp. 933-940.

Adhikari, B., Dahal, R., & Khanal, N. (2014). A review of factors affecting the composition of municipal solid waste landfill leachate. *Int. J. Eng. Sci. Innov. Tech*, 3(5), 272-281.

AFNOR, N. (1997). T 90-105. Qualité de l'eau-dosage des matières en suspension—méthode par centrifugation, Association française de normalisation, Paris.

Agamuthu P. and Fauziah S. H. (2010). Heavy metal pollution in landfill environment: A Malaysian case study, presented at 4th International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering.

Agha mohammadi, N., bin Abdul Aziz, H., Isa, M. H., & Zinatizadeh, A. A. (2007). Powdered activated carbon augmented activated sludge process for treatment of semi-aerobic landfill leachate using response surface methodology. *Bioresource Technology*, 98(18), 3570-3578.

Aguilar, O., Aran, C., & Houi, D. (1999). Effects of landfill operations on temperature rise. In *Proceedings Sardinia* (Vol. 99, pp. 559-566).

Aguilar-Juarez O., analyse et modélisation des réactions biologiques aérobies au cours de la phase de remplissage d'un casier d'un centre d'enfouissement technique, *Thèse de l'INSA de Toulouse*, 2000

Al Yaqout, A. F., Hamoda, M. F. (2003). Evaluation of Landfill Leachate in Arid Climate—A Case Study. *Environment International*, Vol. 29, No. 5, pp. 593-600. doi:10.1016/S0160-4120(03)00018-7.

Alberts B., Bray D., Lewis J., Raff M., Roberts K., Watson D. J. (1986). *Biologie moléculaire de la cellule* (trad.), Paris, Flammarion, 1146 p. 24.

Alvarenga P, Palma P, Gonçalves A, Fernandes RM, Cunha-Queda A, Duarte E, Vallini G. 2007. Evaluation of chemical and ecotoxicological characteristics of biodegradable organic residues for application to agricultural land. *Environ Int*, 33:505-513.

Alvarez-Vazquez, H., Jefferson, B., & 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.

Al-Yaqout, A. F., & Hamoda, M. F. (2003). Evaluation of landfill leachate in arid climate a case study. *Environment international*, 29(5), 593-600.

Amhoud, S. (1997). *Apports de la géologie et de l'hydrogéologie à l'étude de l'impact de la décharge d'oued Akrech sur les ressources en eau* (Doctoral dissertation, Thèse, université mohamed V, Rabat, Marco, 204p).

Amiard, J.-C., Cosson, R. P. (1997). Les métallothionéines. In *Biomarqueurs en Écotoxicologie : Aspects Fondamentaux* (ed. L. Lagadic, T. Caquet, J.-C. Amiard and F. Ramade), pp. 53-66. Paris : Masson.

Amiard-Triquet, C., D. Guiral et D. Claisse (1999). Biomonitoring of the marine environment quality: experience of the French National Observation Network (RNO) and the development of biomarkers. Recent progress in marine chemistry and ecotoxicology, Symposium of the Oceanographic Institute.

Amiyare R, Tchich N, Benali A, Zouahri A, (2016) Physicochemical and bacteriological characterization of discharges leachate of Kénitra in Morocco. *Der Pharmacia Lettre*, 2016, 8 (19):8-15.

Amokrane, A., Comel, C., & Veron, J. (1997). Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Water research*, 31(11), 2775-2782.

Anne P. (2014). *L'actuca sativa L. : évaluation ecotoxicologique de rejets industriels complexes et de solutions synthétiques*. Thèse de Doctorat. Université de FRANCHE-COMTE. U.F.R. Sciences et Techniques. Laboratoire Chrono-Environnement (UMR 6249 CNRS/UFC usc INRA), France. 251p.

Aran, C. (2001). *Modélisation des écoulements de fluides et de transferts de chaleur au sein de déchets ménagers. Application à la réinjection de lixiviat dans un centre de stockage*. Thèse de doctorat. INP Toulouse, 242 pages.

Assmuth, T. (1992). Distribution and attenuation of hazardous substances in uncontrolled solid waste landfills. *Waste Management & Research*, 10(3), 235-255.

B

Bae, B. U., Jung, E. S., Kim, Y. R., & Shin, H. S. (1999). Treatment of landfill leachate using activated sludge process and electron-beam radiation. *Water Research*, 33(11), 2669-2673.

Banks M.K., Schultz K.E., 2005. Comparison of plants for germination toxicity tests in petroleum-contaminated soil, *Water, Air, Soil Pollut.* (167) 211-219.

Barka N., (2008). L'élimination des colorants de synthèse par adsorption sur un phosphate naturel et par dégradation photocatalytique sur TiO₂ supporté, Université Ibn Zohr Faculté des Sciences d'Agadir, Maroc.

Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S. V, Pavlostathis, S.G., Rozzi, A., Sanders, W.T.M., Siegrist, H., Vavilin, V. (2002). The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). *Water Sci. Technol.* 45, 65–73.

Baun, A., Jensen, S.D., Bjerg, L., Christensen, T.H., Nyholm, N. (2000). Toxicity of organic chemical pollution in groundwater down gradient of a landfill (Grindsted, Denmark). *Environmental and Technology* 34, 647–1652.

Baun, A., Ledin, A., Reitzel, L. A., Bjerg, P. L., & Christensen, T. H. (2004). Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills—chemical analysis and toxicity tests. *Water research*, 38(18), 3845-3858.

Bennama, T., Younsi, A., Derriche, Z., & Debab, A. (2010). Caractérisation et traitement physico-chimique des lixiviats de la décharge publique d'El-Kerma (Algérie) par adsorption en discontinue sur de la sciure de bois naturelle et activée chimiquement. *Water Quality Research Journal of Canada (Canadian Association on Water Quality)*, 45(1).

Benradi F., El yahyaoui A., Bouhlassa S., Nounah A., Khamar M., Ghrissi.F.(2016). Effect of pH and time on the leachate treatment by coagulation. *J. Mater. Environ. Sci.* 7 (3) (2016) 1001-1007.

Benradi, F., El Yahyaoui, A., Bouhlassa, S., Nounah, A., Cherkaoui, E., & Ghrissi, F. (2013). Epaissement des concentrats d'osmose inverse (Thickening of concentrates from reverse osmosis). *J. Mater. Environ. Sci.* 4 (6), 832-839.

Benyoucef, F., El Ghmari, A., & Ouattmane, A. (2015). Problématique des lixiviats des déchets ménagers et traitement par UASB : cas de la ville de kasba tadla [Problems of household waste leachate and treatment by UASB : Case of City of kasba tadla]. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 13(2), 289.

Berradi M., Chabab Z., Arroub H., Nounah H., El Harfi a. (2014). Optimization of the Coagulation/Flocculation Process for the treatment of Industrial Wastewater from the Hot Dip Galvanizing of Steel, *J. Mater. Environ. Sci.*, Vol. 5, N°2, 360-365

Berrueta J & Castrillon L. (1992). Anaerobic treatment of leachates in UASB reactors, *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 54, 33–37.

Berthe, C. (2006). Étude de la matière organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés. France : Thèse de doctorat, Université de Limoges.

Bhalla, B., Saini, M. S., & Jha, M. K. (2012). Characterization of Leachate from Municipal Solid Waste (MSW) Landfilling Sites of Ludhiana, India: A Comparative Study. *International Journal of Engineering Research and Applications*, 2(6), 732-745.

Bilstad T., Madland M.V. (1992). Leachate minimization by reverse osmosis, *Water Sci. Technol.* 25, 117–120.

Blais, J. (1999). State of the art of technologies for metal removal from industrial effluents. *Revue des Sciences de l'Eau/Journal of Water Science*, 12(4), 687-711.

Bocquené, G., Galgani, F. & Walker, C.H., 1997. Les cholinestérases, biomarqueurs de neurotoxicité. pp. 209-240.in Lagadic, L., T. Caquet, J.-C. Amiard & F. Ramade eds. , 1997. Biomarqueurs en écotoxicologie. Aspects fondamentaux. Collection Écologie, Paris, Masson, 419 pp.

Bouaouine, O., Khalil, F., CHTIOUI, H., Zaitan, H., & Harrach, A. (2015). Traitement par électrocoagulation des lixiviats de la décharge publique contrôlée de la ville de Fes (Maroc). *LARHYSS Journal ISSN 1112-3680*, (23), 53-67.

Bouchard, C., Kouadio, P., Ellis, D., Rahni, M., Lebrun, R.E. (2000) Les procédés à membranes et leurs applications en production d'eau potable, *Vecteur Environnement* ; 33 :4 :28-38.

Bouhezila F., Hariti M., Lounici H., Mameri N. (2011). Treatment of the Oued Smar Town Landfill Leachate by an Electrochemical Reactor, *Desalination*, Vol.280, Issues 1-3, 347-353

Bourg, A. C. M., & Loch, J. G. (1995). Mobilization of heavy metals as affected by pH and redox conditions. *Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments*, 87-102.

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

Bu, L., Wang, K., Zhao, Q. L., Wei, L. L., Zhang, J., & Yang, J. C. (2010). Characterization of dissolved organic matter during landfill leachate treatment by sequencing batch reactor, aeration corrosive cell-Fenton, and granular activated carbon in series. *Journal of Hazardous Materials*, 179(1), 1096-1105.

Buenrostro, O., & Bocco, G. (2003). Solid waste management in municipalities in Mexico: goals and perspectives. *Resources, conservation and recycling*, 39(3), 251-263.

Burton GA. (1992). *Sediment toxicity assessment*. Lewis Publishers, London, 211p.

Burton, C. H., & Turner, C. (2003). *Manure management : Treatment strategies for sustainable agriculture*. Editions Quae.. United Kingdom: Silsoe Research Institute, 451 p.

C

Carlson C.L., Adriano D.C., Sajwan K.S., Abels S.L., Thomas D.P., Driver J.T., 1991. Effect of selected trace metals on germinating seed of six plant species. *Water, Air. And Soil Pollution*, 59 : 231-240.

Catanese V., Siracusa V., Campiotti C-A., Saiano F., Alonzo, G., 2006 - Germination responses of *Opuntia ficusindica* (L.) Mill. on a heavy metal polluted substrate. *Geophys Res Abstr* 8, pp. 35-49.

Catherine Ricordela Hayet Djela, Treatment of landfill leachate with high proportion of refractory materials by electrocoagulation: System performances and sludge settling characteristics, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, Volume 2, Issue 3, September 2014, Pages 1551-1557

Chaudhari, L. B., & Murthy, Z. V. P. (2010). Treatment of landfill leachates by nanofiltration. *Journal of environmental management*, 91(5), 1209-1217.

Chen P.H., (1996) Assessment of leachates from sanitary landfills: impact of age, rainfall and treatment, *Environ. Int.* 22 225–237.

Cherian, M.G. and Goyer, R.A. (1978). Minireview Metallo-thionein and their role in the metabolism and toxicity of metal. *Life Sci.* 23, 1–10.

Chian, E. S., & DeWalle, F. B. (1977). Characterization of soluble organic matter in leachate. *Environmental Science & Technology*, 11(2), 158-163.

Chianese, A., Ranauro, R., & Verdone, N. (1999). Treatment of landfill leachate by reverse osmosis. *Water Research*, 33(3), 647-652.

Chiang, L. C., Chang, J. E., & Wen, T. C. (1995). Indirect oxidation effect in electrochemical oxidation treatment of landfill leachate. *Water Research*, 29(2), 671-678.

Chibane., (2013). Caractérisation des hydrocarbures extraits de sols dépollués par la technique de phytoremédiation. Thèse de Magister en Biologie. Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou Facultés des Sciences Biologiques et des Sciences Agronomiques, p.98.

Choo, K. H., & Lee, C. H. (1996). Membrane fouling mechanisms in the membrane-coupled anaerobic bioreactor. *Water Research*, 30(8), 1771-1780.

Christensen, C. M., & Bower, J. L. (1996). Customer power, strategic investment, and the failure of leading firms. *Strategic management journal*, 197-218.

Christensen, J. B., Jensen, D. L., & Christensen, T. H. (1996). Effect of dissolved organic carbon on the mobility of cadmium, nickel and zinc in leachate polluted groundwater. *Water Research*, 30(12), 3037-3049.

Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Albrechtsen, H. J. R., Heron, G., Nielsen, P. H., Bjerg, P. L., & Holm, P. E. (1994). Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 24(2), 119-202.

Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., & Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16(7), 659-718.

Christophe Bouchet, (2014). Traitement des lixivats: des effluents complexes qui nécessitent un traitement poussé. N° 371 - L'eau, L'industrie, Les Nuisances- 49

Chtioui, H., Khalil, F., Souabi, S., & ABOULHASSAN, M. (2008). Evaluation de la pollution générée par les lixiviats de la décharge publique de la ville de Fés. *Déchets Sciences et Techniques*, janvier, (49), 25-28.

Clement, B. (1994). La toxicité aiguë des lixivats de décharge. Apports respectifs et complémentarité des approches biologique et physico-chimique (Doctoral dissertation).323 p.

Cortez, S., Teixeira, P., Oliveira, R., & Mota, M. (2011). Evaluation of Fenton and ozone-based advanced oxidation processes as mature landfill leachate pre-treatments. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 749-755.

Cox D.R., (1972). Regression Models and Life-tables (with discussion),” *Journal of the Royal Statistical Society*, 34 (2): 187-220.

D

Daley, P. S. (1989). Cleaning up sites with on-site process plants. *Environmental Science and Technology*, 23 (8):912-916.

Daskalopoulos, E. B. O. P. S. D., Badr, O., & Probert, S. D. (1998). An integrated approach to municipal solid waste management. *Resources, conservation and recycling*, 24(1), 33-50.

Dastyar W., Amani T., Elyasi S.H. (2015). Investigation of affecting parameters on treating high-strength compost leachate in a hybrid EGSB and fixed-bed reactor followed by electrocoagulation-flotation process, *Process Saf. Environ. Prot.*, Vol. 95, 1-11.

Dean, J. G., Bosqui, F. L., & Lanouette, K. H. (1972). Removing heavy metals from waste water. *Environmental Science & Technology*, 6(6), 518-522.

Deng Y., Englehardt, J.D. (2007). Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment, *Waste Manag.* 27, 380–388.

Depledge M. H. et Galloway T. S. (2005). Healthy animals, healthy ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3(5): 251-258.

Di Palma, L., Ferrantelli, P., Merli, C and Petrucci, E. (2002) Treatment of industrial landfill leachate by means of evaporation and reverse osmosis. *Waste Management* , 22 , 951–955.

Di Salvatore M., Carafa A.M., G. Carratù, 2008. Assessment of heavy metals phytotoxicity using seed germination and root elongation tests: A comparison of two growth substrates, *Chemosphere* (73) 161-1646.

DOE (1978) Cooperative report of the Policy Review Committee, Cooperative Programme of Research on the Behaviour of Hazardous Wastes in Landfill Sites. London, U.K.: Department of the Environment, HMSO. 169 pp

Dong, C., Jin, B., & Li, D. (2003). Predicting the heating value of MSW with a feed forward neural network. *Waste Management*, 23(2), 103-106.

Doran W.L. 1992. Effect of external and internal factors on the germination of fungus spores. *Bull. Torrey Botan. Club* 49, 313-340 (1922).

Dufresne, S. (1998). *Traitement des lixiviats concentrés en métaux lourds suite à la décontamination d'un sol par un procédé biologique et chimique* (Doctoral dissertation, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique).

Dufresne, S. (1998). *Traitement des lixiviats concentrés en métaux lourds suite à la décontamination d'un sol par un procédé biologique et chimique* (Doctoral dissertation, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique).

E

E.E.M. (2010). *Ministre De L'aménagement Du Territoire, De L'eau Et De L'environnement-Maroc, Etat de l'environnement du Maroc. Rapport. 52p.*

Ehrig, H. J. (1984). Treatment of sanitary landfill leachate: biological treatment. *Waste Management & Research*, 2(1), 131-152.

El Bada N, Assobhei O, Kebbabi A, Mhamdi R, et MountadarM. (2010). Caractérisation et prétraitement du lixiviat de la décharge de la ville d'Azemmour. *Déchets, sciences et techniques - revue francophone d'écologie industrielle - n° 58 - 2eme trimestre 2010.*

El-Ashtoukhy E.Z., Amin N.K, (2010). Removal of acid green dye 50 from wastewater by anodic oxidation and electrocoagulation, A comparative study. *J. Hazard. Mater* 2010;179: 113119.

Eleazer, W.E., Odle, W.S., Wang Y.S., Barlaz, A. (1997). Biodegradability of Municipal Solid Waste Components in Laboratory Scale Landfills. *Environmental Science and Technology*, vol. 31 (3) , pp. 911 - 917.

El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., Chahine, W., & 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.

El-Fadel, M., Findikakis, A. N., & Leckie, J. O. (1997). Environmental impacts of solid waste landfilling. *Journal of environmental management*, 50(1), 1-25.

Emberton J.R., The biological and chemical characterization of landfills. Poceedings Conference UK Departement of Energy and US Departement of Energy, pp 150-163, 1986

Er-Raioui, H., Bouzid, S., Khannous, S. and Zouag, M.A. (2011). Contamination des eaux souterraines par le lixiviat des décharges publiques: Cas de la nappe phréatique R'Mel (Province de Larache-Maroc Nord-Occidental). *International Journal of Biological Chemical Science*, 5, 1118-1134.

Essedaoui A, Sif J et Kerambrun P, (1998). Effet du cadmium sur l'activité de l' α -amylase chez *Mytilus galloprovincialis* . *Mar. Life*, 8 (1-2) : 51-61.

Evenari, M. (1949) The botanical review; Germination inhibitors, Hebrew University, 15, 3-5.

Exner, M. E., & Spalding, R. F. (1985). Ground-Water Contamination and Well Construction in Southeast Nebraska. *Ground Water*, 23(1), 26-34.

Ez Zoubi, Y., Merzouki, M., Bennani, L., El Ouali Lalami, A., Benlemlih, M. (2010). Procédé pour la réduction de la charge polluante du lixiviat de la décharge contrôlée de la ville de Fès. *DECHETS, SCIENCES et TECHNIQUES - N° 58 – 2ème TRIMESTRE* : 22-29.

F

Farquhar, G.J. (1989). Leachate: Production and Characterization. *Revue Canadienne de Génie Civil*.16, 317-325.

Fatih, I., Ugur, K., Omer, A., Talha, G.M. (2008) Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. *J. Hazard. Mater.* 2008, 154(1-3: 381-389.

Fedorak, P. M., & Hruday, S. E. (1987). Inhibition of anaerobic degradation of phenolics and methanogenesis by coal coking wastewater. *Water Science and Technology*, 19(1-2), 219-228.

Fekri, A., El Mansouri, B., El Hammoumi, O., & Marrakchi, C. (2012). Impact of Casablanca municipal landfill on groundwater resources. *International Water Technology Journal*, 3, 210-216.

Fent K. 2004. Ecotoxicological effects at contaminated sites. *Toxicology*, 205 :223-240. Forbes VE, Forbes TL. 1997. Ecotoxicologie : théorie et applications. Editions Quae, Paris, 256p.

Fihri, A. F. (2016). Déchets médicaux et pharmaceutiques au Maroc : vers un projet de collecte et de traitement pour les établissements de santé de la ville de FÈS.

Flores-Tena F.J. (2007), Guerrero-Barrera A.L., Avelar-González F.J., Ramírez-López E.M. and Martínez-Saldaña M.C.: Pathogenic and opportunistic Gram-negative bacteria in soil, leachate and air in San Nicolás landfill at Aguascalientes, Mexico. *Rever. Latinoamer. Microbiol.*, 49(1-2), 25-30.

G

Gálvez, A., Giusti, L., Zamorano, M., & Ramos-Ridao, A. F. (2009). Stability and efficiency of biofilms for landfill leachate treatment. *Bioresourcetechnology*, 100(20), 4895-4898.

Gandhimathi, R., Durai, N. J., Nidheesh, P. V., Ramesh, S. T., & Kanmani, S. (2013). Use of combined coagulation-adsorption process as pretreatment of landfill leachate. *Iranian journal of environmental health science & engineering*, 10(1), 24.

Garcia, J.L., Patel, B.K., Ollivier, B., 2000. Taxonomic, phylogenetic, and ecological diversity of methanogenic Archaea. *Anaerobe* 6, 205–26.

Gehan, E. A. (1965). A generalized Wilcoxon test for comparing arbitrarily singly-censored samples. *Biometrika*, 52(1-2), 203-223.

Gernak W., Krutzler T., Glaser A., Malato S., Caceres J., Bauer R., Fernandez- Alba A. R., (2003) Photo-Fenton treatment of water containing natural phenolic pollutants, *Chemosphere*. 50, 71-78.

Ghalloudi, J., Talbi, M., Zahour, G. (2009). Gestion déléguée des déchets solides à Casablanca (Maroc). Enjeux et perspectives. Etude de cas ». 2 ème édition du Congrès international : eaux, déchets et environnement, El Jadida, Maroc, p. 42.

Ghasimi, S. M. D., Idris, A., Ahmadun, F. R., Tey, B. T., & Chuah, T. G. (2008). Batch anaerobic treatment of fresh leachate from transfer station. *Journal of Engineering Science and Technology*, 3(3), 256-264.

Glandier, S. (2002). Risques sanitaires liés aux fuites de lixiviats des centres de stockage de déchets ménagers et assimilés. *Mémoire d'Ingénieur du Génie Sanitaire, Ecole Nationale de la Santé Publique-Cemagref*.

Glaze W.H., Kang J.-W., D.H. (1987) Chapin, Chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide and ultraviolet radiation, *Ozone Sci. Eng.* 9 335–352.

Gould, J. O. P., Cross, W. H. & Pohland, F. G. (1990) Factors influencing mobility of toxic metals in landfills operated with leachate recycle. In *Emerging Technologies in Hazardous Waste Management*. American Chemical Society Symposium Series no. 422, 267-291.

Gounaris, V., Anderson, P. R., & Holsen, T. M. (1993). Characteristics and

environmental significance of colloids in landfill leachate. *Environmental Science & Technology*, 27(7), 1381-1387.

Greene, J. C., C. L. Bartels, W. J. Warren-Hicks, B. R. Parkhurst, G. L. Linder, S. A. Peterson et W. E. Miller (1939). Protocols for Short Term Toxicity Screening of Hazardous Waste Slres. U.S. Environmental Protection Agency, EPA 6W13-88/029.

Grisey E., Belle E., Dat J. (2010), Mudry J. and Aleya L.: Survival of pathogenic and indicator organisms in groundwater and landfill leachate through coupling bacterial enumeration with tracer tests. *Desalination*, , 261, 162-168.

Grundfelt, B., &Hoglund, L. O. (1995). Some views on the effect of different types of barriers in waste deposits. In *International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences and Geomechanics Abstracts* (Vol. 7, No. 32, p. 313A).

Guermoud, N., &Addou, A. (2014). Etude et caractérisation des déchets ménagers de la ville de Mostaganem (Ouest-Algérie).

H

H.C.P. (2014). Rapport Annuel du Haut Commissariat au Plan, Recenssemnt general de la population et de l'habitat (2014).

Haboubi, Kh., ALOUANE, H., ANDALOUSI, K., (2015). Contribution à la caractérisation des déchets d'une décharge publique non contrôlée : cas de la décharge de la ville de Targuist au nord du Maroc, Science Lib., Editons Mersenne, Vol. 7, n° 150506, ISN 211-4706. 9p.

Hakkou, R. (2001). La décharge publique de Marrakech : caractérisation des lixiviats, étude de leur impact sur les ressources en eau et essais de leur traitement.

Halim, A. A., Aziz, H. A., Johari, M. A. M., & Ariffin, K. S. (2010). Comparison study of ammonia and COD adsorption on zeolite, activated carbon and composite materials in landfill leachate treatment. *Desalination*, 262(1), 31-35.

Hawrot Małgorzata, Nowak Andrzej (2005). Monitoring of bioremediation of soil polluted with diesel fuel applying bioassays, *Electronic journal of Polish agricultural*, Vol 8, Issue 2.

Haynes, D. et D. Toohey (1998). "The use of transplanted cultured mussels (*Mytilusedulis*) to monitor pollutants along the Ninety Mile Beach, Victoria, Australia III. Heavy metals." *Marine Pollution Bulletin* 36(5): 396-399.

Henry J.G., Prasad D., Young H., (1987). Removal of organics from leachates by anaerobic filter, *Water Res.* 21, 1395-1399.

Herrmann J.M., (1999). Heterogeneous photocatalysis: fundamentals and applications to the removal of various types of aqueous pollutants, *Catal. Today.* 53, 115-129.

Heyer, K.-U. and Stegmann, R., (2005), Landfill systems, sanitary landfilling of solid wastes, and longterm problems with leachate, in: Environmental Biotechnology: Concepts and Applications, Eds H.J. Jördening and J. Winter, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, FRG, doi: 10.1002/3527604286.ch15

Heyer, K.U., Hupe K. et Stegmann, R. 1999. Mechanical biological pre-treatment and energetic recovery of RDF fractions in Germany : processing and cost. In : Proceedings Sardinia 1999, Eighth International Waste Management & Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 4-8 October 1999. pp. 455-464.

His E. et Cantin Ch. 1995. Biologie et physiologie des coquillages. IFREMER, Direction de l'environnement et de l'aménagement littoral, R.INT. DEL/95.06/Arcachon, 108 p.

Hoilijoki, T. H., Kettunen, R. H., & Rintala, J. A. (2000). Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature. *Water Research*, 34(5), 1435-1446.

Holt P. K., Barton G. W., Mitchell C. A, (2005). The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. *Chemosphere* ;59:355–367.

Hsu F.H., Chou C.H., 1992. Inhibitory of heavy metals on seed germination and seedling growth of miscanthus species. *Botanical Bulletin of Academia Sinica*, 33 (4) : 335-342.

Hulzebos, E. M., Adema D. M. M., Dirvenvanbreemen E. M., L.Henzen, W. A. Vandis, H. A. Herbold, J. A. Hoekstra, R. Baerselman et C. A. M. Vangestel (1993). Phytotoxicity studies with *Ittctuca sativa* in soil and nutrient solution. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12(6):1079-1094.

I

Idlahcen, A., Souabi, S., Taleb, A., Zahidi, K., & Bouezmarni, M. (2014). Evaluation of pollution generated by landfill leachate public of the city of mohammedia and its impact on the groundwater quality/evaluation de la pollution generee par les lixiviat de la decharge publique de la ville de mohammedia et son impact sur la qualite des eaux souterraines. *Scientific Study & Research. Chemistry & Chemical Engineering, Biotechnology, Food Industry*, 15(1), 35.

Ilhan, Fatih & Kurt, Ugur & Apaydin, Omer & Gönüllü, Mustafa. (2008). Treatment of Leachate by Electrocoagulation Using Aluminum and Iron Electrodes. *Journal of hazardous materials*. 154. 381-9. 10.1016/j.jhazmat.2007.10.035.

Imai A., Iwami N., Matsushige K., Inamori Y., Sudo R., (1993). Removal of refractory organics and nitrogen from landfill leachate by the microorganism-attached activated carbon fluidized bed process, *Water Res.* 27, 143–145.

Imai A., Onuma K., Inamori Y., Sudo R., (1995), Biodegradation and adsorption in refractory leachate treatment by the biological activated carbon fluidized bed process, *Water Res.* 29, 687–694.

Imai A., Onuma K., Inamori Y., Sudo R., (1998). Effects of pre-ozonation in refractory leachate treatment by the biological activated carbon fluidized bed process, *Environ. Technol.* 19, 213–221.

J

Jenkins, R. L., Scheybeler, B. J., Smith, M. L., Baird, R., Lo, M. P., & Haug, R. T. (1981). Metals removal and recovery from municipal sludge. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 25-32.

Jirou Y., Harrouni Ch., Arroud A, Daoud S, Fox H and Fatmi M. (2014). Characterization of urban waste leachate for better management of the Greater Agadir controlled landfill, Southern Morocco. *J. Mater. Environ. Sci.* 5,1816-1824.

Jotin, R., Ibrahim, S., & Halimoon, N. (2012). Electro coagulation for removal of chemical oxygen demand in sanitary landfill leachate. *International Journal of Environmental Sciences*, 3(2), 921.

K

Kalaji, HM., Loboda, T. (2007). Photosystem II of barley seedlings under cadmium and lead stress. *Plant Soil Environ* 53: 511–516.

Kang, K. H., Shin, H. S., & Park, H. (2002). Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. *Water research*, 36(16), 4023-4032.

Kargi, F., & Pamukoglu, M. Y. (2003). Aerobic biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation. *Enzyme and microbial technology*, 33(5), 588-595.

Kato, M. T., Florencio, L., & Arantes, R. F. M. (2003). Post-treatment of UASB effluent in an expanded granular sludge bed reactor type using flocculent sludge. *Water Science and Technology*, 48(6), 279-284.

Kenaga, E. E. (1981). Comparative toxicity of 131,596 chemicals to plant seeds. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 5 :469 -475.

Kettunen, R. H., & Rintala, J. A. (1998). Performance of an on-site UASB reactor treating leachate at low temperature. *Water Research*, 32(3), 537-546.

Khalil, F., Bouaouine, O., Chtioui, H., Souabi, S., Aboulhassan, M. A., & Ouammou, A. (2015). Traitement des lixiviats de décharge par coagulation-floculation (Treatment of

Landfill Leachate by coagulation-flocculation). *J. Mater. Environ. Sci.* 6 (5) (2015) 1337-1342.

Khattabi, H. (2002). *Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Etueffont (Belfort, France)*(Doctoral dissertation, Université de Franche-Comté).

Kılıç, M. Y., Kestioglu, K., & Yonar, T. (2007). Landfill leachate treatment by the combination of physicochemical methods with adsorption process. *J. Biol. Environ. Sci.* 1(1), 37-43.

Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., & Christensen, T. H. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 32(4), 297-336.

Kornaros, M., & Lyberatos, G. (2006). Biological treatment of wastewaters from a dye manufacturing company using a trickling filter. *Journal of Hazardous Materials*, 136(1), 95-102.

Kouassi, A. E., AHOUSSE, K., Koffi, Y. B., Kouamé, I. K., Soro, N., & Biémi, J. (2014). Caractérisation 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 ISSN 1112-3680*, (19), pp. 63-74

Krinkels, M. (2004). Biogas production gains ground. *Manure Matters, Summer* : 14-16p.

Kurniawan, T. A., Lo, W. H., & Chan, G. Y. (2006a). Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment. *Journal of hazardous materials*, 137(1), 443-455.

Kurniawan, T. A., Lo, W. H., & Chan, G. Y. (2006b). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of hazardous materials*, 129(1), 80-100.

L

Lafontaine de Y, Gagné F, Blaise C, Costan G, Gagnon P, Chan HM, 2000. Biomarkers in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) for the assessment and monitoring of water quality of the St Lawrence River (Canada). *Aquat. Toxicol.* 50: 51-71.

Laftouhi, N. E., Vanclooster, M., Jalal, M., Witam, O., Aboufirassi, M., Bahir, M., & Persoons, É. (2003). Groundwater nitrate pollution in the Essaouira Basin (Morocco). *Comptes Rendus Geoscience*, 335(3), 307-317.

Lagadic, L., T. Caquet, J.-C. Amiard & F. Ramade eds. , 1997. Biomarqueurs en écotoxicologie. Aspects fondamentaux. Collection Écologie, Paris, Masson, 419 pp.

Langston, W.J., Bebianno, M.J., Burt, G.R., 1998. Metal handling strategies in molluscs. In: Langston, W.J., Bebianno, M.J. (Eds.), *Metal Metabolism in Aquatic Environments*. Chapman and Hall, London, pp. 219-283.

Lanini, S., (1998). Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordure ménagères, *Thèse de l'Institut National Polytechnique de Toulouse*.

Leclerc, G., Bonneau, A. (1982). La lixiviation : Source, Composition et Atténuation. *Eau Québec*, 5 (n° 1), 37-45.

Lefebvre, G., & Del Mar Izquierdo, M. (1998). Application de la méthode modale aux transferts diffusifs couplés chaleur-humidité dans un milieu poreux. In *Colloque annuel-SFT* (pp. 548-553).

Legret M., *Conference Heavy Metals in the Environment, Toronto*. 2 :(1993) 463-466.

Lekehal, H, Bouchelta, A, Benzougagh, B., & Khalid, M. (2016). Lixiviats Issus De La Décharge Publique De La Ville De Meknès : Calcul Et Résultat Du Bilan Hydrique. *European Scientific Journal, ESJ*, 12(29).

Lema, J. M., Mendez, R., & Blazquez, R. (1988). Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 40(3-4), 223-250

Lettinga, G. (1995). Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. *Antonie van leeuwenhoek*, 67(1), 3-28.

Lhadi, E. K., Mountadar, M., Younsi, A., Martin, G., & Morvan, J. (1996). a. Contamination par les sels du système aquifère côtier de la province d'EI Jadida (Maroc).

LI X., SONG J., GUO J., WANG Z., FENG Q. (2011). Landfill leachate treatment using electrocoagulation, *Procedia Environ. Sci.*, Vol. 10, 1159-1164

Li, F., Wichmann, K., & Heine, W. (2009). Treatment of the methanogenic landfill leachate with thin open channel reverse osmosis membrane modules. *Waste Management*, 29(2), 960-964.

Li, W., Hua, T., Zhou, Q., Zhang, S., & Li, F. (2010). Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption. *Desalination*, 264(1), 56-62.

Li, X. Z., & Zhao, Q. L. (2001). Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pretreatment. *Chemosphere*, 44(1), 37-43.

Liao, M. Y., & Randtke, S. J. (1985). Removing fulvic acid by lime softening. *Journal (American Water Works Association)*, 78-88.

Lim, Y. N., Shaaban, M. G., & Yin, C. Y. (2009). Treatment of landfill leachate using palm shell-activated carbon column: Axial dispersion modeling and treatment profile. *Chemical Engineering Journal*, 146(1), 86-89.

Linde, K., Jönsson, A. S., & Wimmerstedt, R. (1995). Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis. *Desalination*, 101(1), 21-30.

Liu, S. (2013). Landfill leachate treatment methods and evaluation of Hedeskoga and Måsalycke landfills. *Lund: Lund University*.

Loukidou, M. X., & Zouboulis, A. I. (2001). Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. *Environmental pollution*, 111(2), 273-281.

M

M.A.T.E.E. (2010). Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'Eau et de l'Environnement-Maroc. Etat de l'environnement du Maroc. Rapport. 52p.

Madinzi, A., Aboulhassane, M. A., Assou, M., Fakidi, H., Bahlaoui, M. A., Souabi, S., & Hafidi, M. (2014). Biological Treatment Of Stabilized Landfill Leachate Produced By The Public Discharge Of The City Mohammedia (Morocco)/Traitement Biologique Des Lixiviates Stabilises Produits Par La Decharge Publique De La Ville De Mohammedia (Maroc). *Scientific Study & Research. Chemistry & Chemical Engineering, Biotechnology, Food Industry*, 15(2), 155.

Maïtha M.A., Rauf M.A., Ashraf S. S., (2008). A comparative study of Neutral Red decoloration by photo-Fenton and photocatalytic processes, *Dyes and Pigments*. 76, 332-337.

Makroum K et Moncef M, 2003. Etude de la bioaccumulation du cadmium par certains macrophytes du littoral de la région d'El Jadida (Maroc Atlantique). *Cah. Biol. Mar.*, 44: 49-60.

Mantel, N. (1966). Evaluation of survival data and two new rank order statistics arising in its consideration. *Cancer Chemother. Rep.*, 50, 163-170.

Manzano R, Esteban E, Peñalosa, Alvarenga P. 2014. Amendment application in a multi contaminated mine soil: effects on soil enzymatic activities and ecotoxicological characteristics. *Environ Sci PollutRes*, 21:4539-4550.

Martí E., Sierra J., Sánchez M., Cruañas R., Garau M-A., 2007 - Ecotoxicological tests assessment of soils polluted by chromium (VI) or pentachlorophenol. *Sci Total Environ* 378, pp. 53-57.

Matteson, M.J., Dobson, R.L., Glenn, R.W., Kukunoor, N.S., Waits, W.H., Clayfield, E.J. (1995). Electrocoagulation and separation of aqueous suspensions of ultrafine particles. *Colloid. Surf. A: Physicochem. Eng. Aspects*, 104, 101-109.

Mayster L.Y., Duflon V., 1994, Déchets urbains, Nature et caractérisation, Suisse, Editions Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, 219 p.

Maystre, L. Y., Diserens, T., & Duflon, V. (1994). *Déchets urbains : nature et caractérisation*. Presses polytechniques et universitaires romandes.

Mac Bean, E.A., Rovers, F.A., Farquhar, G.J. (1995). Solid waste landfill engineering and design. New Jersey: Prentice Hall. 521 p.

Mehmood, M. K., Adetutu, E., Nedwell, D. B., & Ball, A. S. (2009). In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons. *Bioresource technology*, 100(10), 2741-2744.

Merzouki M. Sif J. (2012). Etude statistique de la survie de la moule *Mytilus galloprovincialis* de la lagune de Oualidia et du littoral de Jorf-Lasfar (Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie*, n° 34 (2), p. 173-182.

Millot, N. (1986). Les leachates des décharges contrôlées. *Caractérisation analytique et études des filières de traitement. These de doctorat, INSA de Lyon*.

Moletta R., 2009. Le traitement des déchets. Edition TEC & DOC, Lavoisier. 715 pages.

Moletta, R. (2010). Méthanisation de la biomasse, Techniques de l'Ingénieur, Editions T.I., Paris, 21 p.

Moletta, R. (2015). La méthanisation (3^e Éd.), Lavoisier - 513 pages.

Monod, G., 1997. L'induction du cytochrome P450A1., 1997. pp. 33-52. in Lagadic, L., T. Caquet, J.-C. Amiard & F. Ramade eds. , 1997. Biomarqueurs en écotoxicologie. Aspects fondamentaux. Collection Écologie, Paris, Masson, 419 pp.

Mountdar, M. & Assobhei, O., (2007). Development of Domestic Solid Waste Management Schemes for Small Urban Communities in Morocco. Deliverable 1: Existing situation in Morocco concerning the generation and management of domestic solid waste.

N

Navarro, A., Bernard, D., & Millot, N. (1988). Les problèmes de pollution par les lixiviats de décharge. Techniques. *Sciences et Méthodes-L'Eau*, 3, 541-545.

Nedwell, D.B. Reynolds, P.J. (1996). Treatment of landfill leachate by methanogenic and sulphate-reducing digestion, *Water Res.* 30, 21–28.

O

OCDE (1984). Ligne Directrice de l'OCDE pour les Essais de Produits Chimiques. Plantes Terrestres, Essai de Croissance. Organisation pour la Coopération et le Développement économique.

Öman, C., & Hynning, P. Å. (1993). Identification of organic compounds in municipal landfill leachates. *Environmental Pollution*, 80(3), 265-271.

Orkun, M. O., & Kuleyin, A. (2012). Treatment performance evaluation of chemical oxygen demand from landfill leachate by electro-coagulation and electro-fenton technique. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 31(1), 59-67.

Ostrem K. (2004). Greening Waste: Anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid waste. PhD Thesis, Columbia University, New York, p59.

Oturan M.A., Oturan N., Lahitte C., Trevin S., (2001). Production of hydroxyl radicals by electrochemically assisted Fenton's reagent: Application to the mineralization of an organic micropollutant, pentachlorophenol, *J. Electroanal. Chem.* 507, 96-102.

Oturan M.A., Pinson J., Bizot J., Deprez D., Terlain B., (1992). Reaction of inflammation inhibitors with chemically and electrochemically generated hydroxyl radicals, *J. Electroanal. Chem.* 334, 103-109.

Ozanne, F. (1990). Les lixiviats de décharges : le point des connaissances en 1990. *TSM. Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural*, (6), 289-314

Ozturk, I., Altinbas, M., Koyuncu, I., Arikan, O., & Gomec-Yangin, C. (2003). Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. *Waste Management*, 23(5), 441-446.

P

Palaniandy P., Adlan M.N., Abdul Aziz H., Murshed M-F. (2010). Application of dissolved air flotation (DAF) in semiaerobic leachate treatment, *Chemical Engineering Journal* 157, pp. 316-322.

Panizza M., Cerisola G, (2010). Applicability of electrochemical methods to carwash wastewaters for reuse. Part 2: Electrocoagulation and anodic oxidation integrated process. *J. Electroanal. Chem* ;638:236-240.

Pavlostathis, S.G., Giraldo-Gomez, G., (1991a). Kinetics of anaerobic treatment. *Water Sci. Technol.* 24, 35-59.

Pavlostathis, S.G., Giraldo-Gomez, G., (1991b). Kinetics of anaerobic treatment: A critical review. *Crit. Rev. Environ. Control* 21, 411-490.

Peiffer, S., Pecher, K. & Herrmann, R. (1990). Regulation of the trace metal solubility during anaerobic decomposition of solid municipal waste. In Contaminated Soil '90- Proceedings of the 3rd International KfK/TNO Conference on Contaminated Soil, Karlsruhe, Germany, 10-14 December 1990 (Arendt, F., Hinsenveld, M. & van den Brink, W. J., eds.), vol. 1, 415-416. Dordrecht, Germany: Kluwer Academic Publishers.

Perkins J.P., Mason, T. J (ed). (1990), Sonochemistry; the uses of ultrasound in chemistry, Royal Society of Chemistry, London 47-59.

Peters, T. (1999, October). Past and future of membrane filtration for the purification of landfill leachate. In *Proceedings of the Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium* (pp. 4-8).

Peto, R., &Peto, J. (1972). Asymptotically efficient rank invariant test procedures. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)*, 185-207.

Phillips, D. J. H. et P. S. Rainbow (1994). Biomonitoring of trace aquatic contaminants, Aldenn Press Ltd, Oxford.

Pirt S.J., Aerobic and anaerobic microbial digestion in waste reclamation, J. Appl.Chem. Biotechnol, vol 28, 1978

Pohland F. and Harper S. (1986) "Retrospective Evaluation of the Effects of Selected Industrial Wastes on Municipal Solid Waste Stabilization in Simulated Landfills," Hazardous Waste Engineering Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati.

Pohland F., Cross W., Gloud J. and Reinhart D. (1993) "Behavior and Assimilation of Organic and Inorganic Priority Pollutants Co-Disposed with Municipal Refuse," Risk Reduction Engineering Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati.

Pohland, F.G., Deryien, J.T., Ghosh, S.B., 1983, Leachate and gas quality changes during landfill stabilization of municipal refuse, In: Wentworth R.L. (ed.), Anaerobic digestion, Proceedings 3rd International Symposium, Boston, MA, 185-202

Poulopoulos S.G., Nikolaki M., Karampetsos D., Philippopoulos C.J., (2008) Photochemical treatment of 2-chlorophenol aqueous solutions using ultraviolet radiation, hydrogen peroxide and photo-Fenton reaction, J. Hazard. Mater. 153, 582–587.

Pronost, R., &Matejka, G. (2000). Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères : Production, caractérisation, traitement. *Environnement & technique*, (196), 25-29.

Q

Qasim, S. R., & Chiang, W. (1994). *Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment*. CRC Press.

Qiang z., J.-H. Chang et C.-P. Huang (2003). Electrochemical regeneration of Fe²⁺ in Fenton oxidation processes. *Water Res.*, 37, 1308-1319.

R

R.E.M. (2015). 3^{ème} rapport sur l'état de l'environnement au Maroc en 2015. Ministère Délégué auprès du Ministre De L'Energie des Mines, de L'Eau et de L'Environnement, Chargé de L'Environnement. Observatoire National de L'environnement Et Du Développement Durable Du Maroc.

Rainbow, P. S., W. Fialkowski, A. Sokolowski, B. D. Smith et M. Wolowicz (2004). "Geographical and seasonal variation of trace metal bioavailabilities in the Gulf of Gdansk, Baltic Seasingmussels (*Mytilustrossulus*) and barnacles (*Balanusimprovisus*) as biomonitors." *Mar. Biol* 144: 271-286.

Ramade, F. (1998). *Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau : biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales*. Ediscience international.354-356.

Rapport d'étude diagnostic Station de traitement des lixiviats de l'ISDND de Borde Matin (42) V3 avril 2016

Rapport sur l'état de l'environnement du Maroc, 2000, Milieux Humains.

Rassam, A., BOURKHISS, B., CHAOUCH, A., & BOURKHISS, M. (2012). Caractérisation des lixiviats et évaluation de la pollution de la décharge de la ville dAl Hoceima/Maroc. *ScienceLib Editions Mersenne*, 4(120602), 1-7.

Ratsch H.C., Johndro D., 1984. Comparative toxicity of six test chemicals to lettuce using two root elongation test methods, *Environ. Monit. Assess.* (6) 267-276.

Rautenbach, R., & Mellis, R. (1994). Waste water treatment by a combination of bioreactor and nanofiltration. *Desalination*, 95(2), 171-188.

Regoli F. (1992). Lysosomal response as a sensitive stress index in biomonitoring heavy metal pollution. *Mar. Ecol. Prog. S er.*, 84 : 63-69.

Reinhart, D. R., & McCauley-Bell, P. (1996). Methodology for conducting composition study for discarded solid waste. University of Central Florida. *Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management, Report*, (96-1).

Reitzel A. (1990). The temporal characterisation of municipal solid waste leachate. Waterloo,Ontario, Masters of appleid science, thésis, university of waterloo.144P.

Reitzel, L. A., &Ledin, A. (2002). Determination of phenols in landfill leachate-contaminated groundwaters by solid-phase extraction. *Journal of Chromatography A*, 972(2), 175-182.

Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., & Moulin, P. (2008a). Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of hazardous materials*, 150(3), 468-493.

Renou, S., Poulain, S., Gagnaire, J., Marrot, B., & Moulin, P. (2008b). Lixiviat de centre de stockage : déchet généré par des déchets. *EAU L'INDUSTRIE LES NUISANCES*, 310, 37.

Renou, S., Poulain, S., Givaudan, J. G., & Moulin, P. (2008c). Treatment process adapted to stabilized leachates: Lime precipitation–prefiltration–reverse osmosis. *Journal of Membrane Science*, 313(1), 9-22

Renou, S., Poulain, S., Moulin, P., & Gagnaire, J. (2008d). Les filières classiques de traitement des lixiviats. *L'Eau, l'industrie, les nuisances*, (311), 66-73.

Ribera, D., Narbonne, J.-F., Michel, X., Livingstone, D. R., & O'Hara, S., (1991). Responses of antioxidants and lipid peroxidation in mussels to oxidative damage exposure. *Comparative Biochemistry and Physiology* 100C: 177-181.

Ricard, MA., Drolet, V., Coulibaly, A., Laflamme, CB., Charest, C., Forcier F., Lachance, MP., Pelletier, F., Pouliot F, Godbout., Lemay, S. (2010). Développer un cadre d'analyse et identifier l'intérêt technico-économique de produire du biogaz à la ferme dans un contexte québécois. Rapport final, avril 2010. Centre de développement du porc du Québec. 37p.

Ricordel C., Djelal H. (2014). Treatment of landfill leachate with high proportion of refractory materials by electrocoagulation: System performances and sludge settling characteristics, *J. Environ. Chem. Eng.*, Vol.2, N°3, 1551-1557

Rivera-Utrilla J., Méndez-Díaz J., Sánchez-Polo M., Ferro-García M.A., Bautista-Toledo I. (2006). Removal of the surfactant sodium do decylbenzenesulphonate from water by simultaneous use of ozone and powdered activated carbon: Comparison with systems based on O₃ and O₃/H₂O₂, *Water Res.* 40, 1717-1725

Rivett, M. O., Lerner, D. N., & Lloyd, J. W. (1990). Chlorinated solvents in UK aquifers. *Water and Environment Journal*, 4(3), 242-250.

Robert, D., & Malato, S. (2002). Solar photocatalysis: a clean process for water detoxification. *Science of the Total Environment*, 291(1), 85-97.

Robinson, H. D., & Lucas, J. L. (1985). Leachate attenuation in the unsaturated zone beneath landfills: instrumentation and monitoring of a site in southern England. *Water Science and Technology*, 17(4-5), 477-492.

Rodier, F., Campisi, J., & Bhaumik, D. (2007). Two faces of p 53: aging and tumor suppression. *Nucleic acids research*, 35(22), 7475-7484.

Rodier, J. (2009). L'analyse de leau eaux naturelles, eaux rsiduaire, eau de mer, 9me dition. Dunod, Paris.

Ross, W. R. (1990). Factors influencing the chemical characteristics of landfill leachates. *Water S. A.*, 16(4), 275-280.

Rouez, M. (2008). Dégradation anaérobie de déchets solides : caractérisation, facteurs d'influence et modélisations. L'institut national des sciences appliquées de Lyon, France. 259p.

Rubio, J., Souza, M. L., & Smith, R. W. (2002). Overview of flotation as a wastewater treatment technique. *Minerals engineering*, 15(3), 139-155.

Rusin P., Enríquez C.E., Johnson D. and Gerba C.P. (2000) : Environmentally transmitted pathogens, [in:] R.M. Maier, I.L. Pepper and C.P. Gerba (eds.). Environ. Microbiol. Academic Press, San Diego, 447-489.

S

Sackey, L. N. A., & Meizah, K. (2015). Assesement of the quality of leachate at Sarbah landfill site at Weija in Accra. *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 7(6), 56-61.

Salem Z., Allia K., (2011), Landfill Leachate evaluation and combined treatment process. Proceedings of the 12th International Conference on Environnemental Science and Technology Rhodes, Greece, 8-10 September 2011.

Shabiimam, M. A., & Dikshit, A. K. (2011). Treatment of landfill leachate using coagulation. In *proc. 2011 International Conference on Environmental Science and Technology* (pp. 119-122).

Shabiimam, M.A., Dikshit, A.K. (2012). Treatment of Municipal Landfill Leachate by Oxidants, *American Journal of Environmental Engineering*, 2, 1-5.

Shehzad, A., Bashir, M. J., Sethupathi, S., Younus, M., & Lim, J. W. (2016). Decolourisation of stabilized landfill leachate using cerbera manghas activated carbon prepared via microwave heating process. Volume-6, Issue-1 Jan-Mar-2016 Coden: IJPAJX-CAS-USA, Copyrights@ 2015 ISSN-2231-4490 Received: 7 th Dec-2015 Revised: 20 th Jan-2016 Accepted: 24 th Jan-2016 Research article.

Sillet, A. A., Royer, S., Coque, Y., Bourgois, J., & Thomas, O. (2001). Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères : genèse, composition et traitements. *Déchets sciences & techniques*, (22), 7-11.

Silva, A. C., Dezotti, M., & Sant'Anna, G. L. (2004). Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere*, 55(2), 207-214.

Singh, U. K., Kumar, M., Chauhan, R., Jha, P. K., Ramanathan, A. L., & Subramanian, V. (2008). Assessment of the impact of landfill on groundwater quality: a case study of the Pirana site in western India. *Environmental monitoring and assessment*, 141(1-3), 309-321.

Slater, C. S., Uchrin, C. G., & Ahlert, R. C. (1983). Physiochemical pretreatment of landfill leachates using coagulation. *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 18(1), 125-134.

Smahi, D., Fekri, A., & El Hammoumi, O. (2013). Environmental impact of Casablanca Landfill on groundwater quality, Morocco. *International Journal of Geosciences*, 4(01), 202.

Soudi, B., & Chrifi, H. (2008). Options de gestion des déchets solides municipaux adaptées aux contextes des Pays du Sud. *Enda Maghreb*, 11.

Soudi, B. (2001). Compostage des déchets ménagers et valorisation du compost - cas des petites et moyennes communes au Maroc. *Revue H.T.E.* N° 121 -Décembre 2001.

SRCE., 2015. Diagnostic sur les interactions activités humaines/SRCE. Projet de schéma régional de cohérence écologique (SRCE). Tome 3, 220 pages.

Statom, R.A., Thyne, G.D., McCray J.E., 2004, Temporal changes in leachate chemistry of a municipal solid waste landfill cell in Florida, USA, *Environmental Geology* 45, 982-991

Suidan M.T., Schroeder A., Nath R., Krishnan E., Brenner R., (1993). Treatment of cercla (comprehensive environmental response, compensation, and liability act) leachates by carbon-assisted anaerobic fluidized beds, *Water Sci. Technol.* 27, 273–282.

Sung, M. S., Chang, D., & Lee, H. Y. (1997). Performance improvement of an unstable anaerobic leachate treatment system in an industrial waste landfill. *Water science and technology*, 36(12), 333-340.

T

Taibi, A N., El Khalki, Y., El Hannani M. (2015). Atlas Régional Région du Tadla Azilal MAROC. Université d'Angers. 978-2-915751-58-1.

Taqwa, A., & Syakdani, A. (2017). Treatment of landfill leachate by electrocoagulation using aluminum electrodes. In *MATEC Web of Conferences* (Vol. 101, p. 02010). EDP Sciences.

Tatsi, A. A., Zouboulis, A. I., Matis, K. A., & Samaras, P. (2003). Coagulation–flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere*, 53(7), 737-744.

Tchouate Héteu, P., & Martin, J. (2003). Conversion biochimique de la biomasse : aspects technologiques et environnementaux (No. 3). Working paper.

Timur H., Ozturk I., (1997). Anaerobic treatment of leachate using sequencing batch reactor and hybrid bed filter, *Water Sci. Technol.* 36, 501–508.

Toklo, R. M., Josse, R. G., Topanou, N., Togbe, A. F., Dossou-Yovo, P., & Coulomb, B. (2015). Caractérisation physico-chimique des lixiviats d'une décharge: cas du lieu d'enfouissement sanitaire de Ouèssè-Ouidah (sud Bénin) / [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.

Tolaymat T., Kremer F., Carson D, and Davis-Hoover W. (2004). "Monitoring Approaches for Landfill Bioreactors," National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati.

Trabelsi, S. (2011). Etudes 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" (Doctoral dissertation, Paris Est).

Trebouet, D., Berland, A., Schlumpf, J., Jaouen, P., & Quemeneur, F. (1998). Traitement de lixiviats stabilisés de décharge par des membranes de nanofiltration. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 11(3), 365-382.

Trebouet, D., Schlumpf, J. P., Jaouen, P., & Quemeneur, F. (2001). Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical–nanofiltration processes. *Water Research*, 35(12), 2935-2942.

U

Udo E.J et Fayemi.A., 1975. The effect of oil pollution on germination growth and nutrient uptake of corn. *J. Environ. Qual.* 4 :537-540.

Umar, M., Aziz, H. A., & Yusoff, M. S. (2010). Trends in the use of Fenton, electro-Fenton and photo-Fenton for the treatment of landfill leachate. *Waste Management*, 30(11), 2113-2121.

Ushikoshi, K., Kobayashi, T., Uematsu, K., Toji, A., Kojima, D., & Matsumoto, K. (2002). Leachate treatment by the reverse osmosis system. *Desalination*, 150(2), 121-129.

V

Van Lier, J., Rebac, S., Lettinga, G. (1997) High-rate anaerobic wastewater treatment under psychrophilic and thermophilic conditions. *Wat. Sci. Tech.*, 36(10), 199-206.

Viarengo A, Canesi L, Pertica M, Marcinelli G, Accomando R, Smaal AC et Orunesu M, (1995). Stress on stress response: a simple monitoring tool in the assessment of a general stress syndrome in mussels. *Mar. Environ. Res.*, 39 : 245-248.

Vrijheid, M. (2000). Health effects of residence near hazardous waste landfill sites: a review of epidemiologic literature. *Environmental health perspectives*, 108(Suppl 1), 101.

Vrijheid, M., Dolk, H., Armstrong, B., Boschi, G., Busby, A., Jorgensen, T., & Pointer, P. (2002). EUROHAZCON collaborative group. *Hazard potential ranking of hazardous waste landfill sites and risk of congenital anomalies*, 768-776.

W

Walcek C.J., (1987) A theoretical estimate of O₃ and H₂O₂ dry deposition over the northeast United States, *Atmos. Environ.* 21, 2649-2659.

Wang F., Smith D.W., (2006). Gamal El-Din M., Aged raw landfill leachate: Membrane fractionation, O₃ only and O₃/H₂O₂ oxidation, and molecular size distribution analysis, *Water Res.* 40, 463-474.

Wang Z. and Banks C.J., 2007. Treatment of a high-strength sulphate-rich alkaline leachate using an anaerobic filter. *Waste Manag.* 27(3), pp. 359-366.

Wang, J. P., Chen, Y. Z., Ge, X. W., & Yu, H. Q. (2007). Optimization of coagulation–flocculation process for a paper-recycling wastewater treatment using response surface methodology. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 302(1), 204-210.

Wang, W. (1991). Literature review on higher plants for toxicity testing. *Water, Air, and Soil Pollution*, 59:381-40.

Warith, M., Li, X., & Jin, H. (2005). Bioreactor landfills: state-of-the-art review. *Emirates Journal for Engineering Research*, 10(1), 1-14.

Welanden, U., Henrysson T. (1998). Degradation of organic compounds in a municipal landfill leachate treated in a suspended-carrier biofilm process, *Water Environment Research*, Vol. 70, No. 7.

Widdows J., Donkin P., Brinsley M. D., Evans S. V., Salkeld P. N., Franklin A., Law R. J., Waldock M. J. (1995). Scope for growth and contaminants levels in North Sea mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 127: 131-148.

Williams, P. T. (2005). *Waste treatment and disposal*. John Wiley & Sons.

Williams, P.T. (1998). *Waste treatment and disposal*. Department of fuel and energy, the university of Leeds, UK, England: John Wiley & sons Ltd, 417 p.

Woese, C. R. (1987). Bacterial evolution. *Microbiological reviews*, 51(2), 221.

Wu, J. J., Wu, C. C., Ma, H. W., & Chang, C. C. (2004). Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes. *Chemosphere*, 54(7), 997-1003.

Wu, J., Zhang, H., He, P. J., & Shao, L. M. (2011). Insight into the heavy metal binding potential of dissolved organic matter in MSW leachate using EEM quenching combined with PARAFAC analysis. *Water Research*, 45(4), 1711-1719.

X

Xiangdong Li, Junke Song, Jiandong Guo, Zhichao Wang, Qiyang Feng, (2011). Landfill leachate treatment using electrocoagulation, *Procedia Environmental Sciences* 10 1159 – 1164.

Xu, Y. D., Yue, D. B., Zhu, Y., & Nie, Y. F. (2006). Fractionation of dissolved organic matter in mature landfill leachate and its recycling by ultrafiltration and evaporation combined processes. *Chemosphere*, 64(6), 903-911.

Xuereb B, (2009). Développement des marqueurs de neurotoxicité et de perturbations endocrines chez l'amphipode d'eau douce *Gammarus fossarum*. Thèse de Doctorat ès Toxicologie de l'Environnement, Université de Metz.

Yamazaki, I., & Piette, L. H. (1991). EPR spin-trapping study on the oxidizing species formed in the reaction of the ferrous ion with hydrogen peroxide. *Journal of the American Chemical Society*, 113(20), 7588-7593.

Y

Young J. C. and McCarty P. L. (1969). The Anaerobic Filter for Waste Treatment. *Water Pollution Control Federation*, 41(5), pp. 160-173.

Young, P., Baldwin, G. & Wilson, D. (1984). Attenuation of heavy metals within municipal waste landfill sites. In *Hazardous and industrial waste management and testing- Proceedings of the 3rd ASTM Symposium, ASTM STP 851* (Jackson, L., Rohlik, A. & Conway, R., eds). American Society for Testing and Materials, Philadelphia, U.S.A., pp. 193-212.

Z

Zalaghi, A., Lamchouri, F., Toufik, H., & Merzouki, M. (2014). Valorisation des matériaux naturels poreux dans le traitement des Lixiviats de la décharge publique non contrôlée de la ville de Taza (Valorization of natural porous materials in the treatment of leachate from the landfill uncontrolled city of Taza).

Zaltauskaite, J., Vaisiūnaitė, R. (2010). Evaluation of municipal effluent toxicity using higher plants and invertebrates. *Environ Res Eng Manage*, 53:17-23.

Zhang H., D. Zhang et J. Zhou (2006). Removal of COD from landfill leachate by electro-Fenton method. *J. Hazard. Mater.*, 135, 106-111.

Zouboulis, A. I., Chai, X. L., & Katsoyiannis, I. A. (2004). The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates. *Journal of Environmental Management*, 70(1), 35-41.

Zouboulis, A. I., Jun, W., & Katsoyiannis, I. A. (2003). Removal of humic acids by flotation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 231(1), 181-193.