

LISTE DES FIGURES

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES ABRÉVIATIONS

Sommaire

INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
PARTIE I : ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE	
1. DÉCHARGES DE DÉCHETS MÉNAGERS ET ASSIMILÉS	4
1.1. Déchets ménagers et assimilés : Définition	4
1.2. Décharge de Déchets ménagers et assimilés	4
2. LIXIVIATS DES DÉCHETS MÉNAGERS ET ASSIMILÉS.....	5
2.1. Définition.....	5
2.2. Mécanismes de la genèse.....	5
2.3. Composition	6
2.4. Évolution de la Composition du lixiviat au cours du temps	7
2.5. Classification des lixiviats	11
2.6. Quantification des lixiviats	12
3. IMPACT DES LIXIVIATS SUR L'ENVIRONNEMENT ET LA SANTÉ HUMAINE.....	13
4. TECHNIQUES DE TRAITEMENTS DES LIXIVIATS DES DÉCHARGES.....	14
4.1. MÉTHODES PAR TRANSFERT	14
4.1.1. Traitement combiné avec les eaux usées domestiques.....	14
4.1.2. Recyclage	14
4.1.3. Lagunage.....	15
4.2. MÉTHODES PHYSICO-CHIMIQUES	15
4.2.1. Flottation	15
4.2.2. Coagulation-flocculation	16
4.2.3. Précipitation chimique	16
4.2.4. Adsorption	16
4.2.5. Oxydation chimique	17
4.3. MÉTHODES BIOLOGIQUES.....	17
4.3.1. Traitement aérobie.....	18
4.3.2. Traitement anaérobie.....	19
4.4. MÉTHODES MEMBRANAIRES	20
4.4.1. Microfiltration (MF).....	20
4.4.2. Ultrafiltration (UF)	20
4.4.3. Nanofiltration (NF)	20
4.4.4. Osmose inverse (OI)	21
PARTIE II : MATÉRIEL ET MÉTHODES	
1. SITE D'ÉTUDE (LA DÉCHARGE CONTROLÉE DE LA VILLE DE FÈS).....	23
2. PRÉLÈVEMENT DES ÉCHANTILLONS DE LIXIVIATS.....	26
3. ANALYSES PHYSICOCHIMIQUES DES ÉCHANTILLONS DE LIXIVIATS	29
3.1. Demande Chimique en Oxygène	29
3.2. Mesure de la température et du pH	29
3.3. Conductivité électrique et salinité	30
3.4. Matières en suspension	30

3.5. Coloration.....	30
4. ISOLEMENT DES BACTÉRIES A PARTIR DES LIXIVIATS.....	30
4.1. Isolement, dénombrement et biodiversité de la population bactérienne des Lixiviats jeunes et âgés	30
4.2. Isolement après enrichissement dans des concentrations croissantes de métaux lourds....	31
4.3. Caractérisation des isolats bactériens.....	32
4.3.1. Etude morphologique : aspect macroscopique des colonies.....	32
4.3.2. Observation microscopique : Coloration de Gram.....	32
4.3.3. Caractérisation biochimique des isolats bactériens.....	33
4.3.4. Conservation des isolats bactériens	34
5. TRAITEMENT DES LIXIVIATS PAR LES ISOLATS BACTÉRIENS.....	34
5.1. Choix des lixiviats.....	34
5.2. Isolats bactériens utilisés pour le traitement.....	34
5.3. Traitement des effluents par les isolats bactériens	34
PARTIE III : RÉSULTATS ET DISCUSSION	
1. CARACTÉRISTIQUES DES LIXIVIATS DE LA DÉCHARGE CONTROLÉE DE FÈS	37
1.1. Caractéristiques physico-chimiques.....	37
1.2. Caractéristiques bactériologiques	39
2. CARACTÉRISATION ET IDENTIFICATION DES BACTÉRIES ISOLÉES APRÈS ENRICHISSEMENT	41
2.1. Caractéristiques des isolats sélectionnés	41
2.1.1. Caractéristiques macroscopiques.....	41
2.1.2. Caractéristiques microscopiques : coloration de Gram	42
2.2. Identification des isolats bactériens.....	42
3. TRAITEMENT DES LIXIVIATS DE LA DÉCHARGE CONTROLÉE DE LA VILLE DE FÈS	43
3.1. Traitement des lixiviats par des bactéries isolées après enrichissement	43
3.2. Traitement des lixiviats par des bactéries non enrichies isolées à partir des lixiviats jeunes	46
3.2.1. Évolution de la coloration, de la conductivité et de la salinité	46
3.2.2. Évolution de la DCO	46
CONCLUSION GÉNÉRALE	48
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	50
ANNEXES.....	60

LISTE DES FIGURES

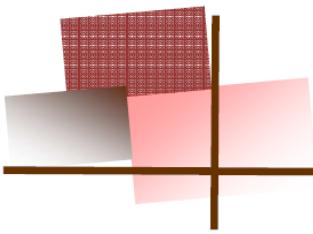
Figure 1 : Schéma présentant les mécanismes de la genèse des lixiviats (Farquhar, 1989)	5
Figure 2 : Les principales étapes de la dégradation de la matière organique présente dans le lixiviat d'après Williams (2005) et Kjeldsen et al., (2002).....	8
Figure 3 : Évolution de la composition des lixiviats au cours des différentes phases de dégradation (Williams, 2005).....	10
Figure 4 : Situation de la nouvelle décharge publique contrôlée.....	24
Figure 5 : Collecte des lixiviats dans les bassins de stockage	25
Figure 6. Carte représentant la localisation des différents sites d'isolement (a) et illustration par photos des sites (b).	28
Figure 7 : Protocole d'identification biochimique par la microgalerie API 20 E	33
Figure 8: Cinétique d'abattement de la DCO dans les lixiviats traités par tous les isolats bactériens (E1-E8).	45
Figure 9: Cinétique d'atteinte de la DCO dans les lixiviats traités par le consortium de bactéries isolées du lixiviat jeune (S1-S8).....	47

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Caractéristiques des lixiviats d'ordures ménagères (Christensen et al., 1994)	7
Tableau 2 : Composition moyenne d'un lixiviat en phase acidogène et méthanogène (unités en mg/L sauf pour le pH).....	11
Tableau 3 : Comparaison des lixiviats selon l'âge de l'enfouissement (Alvarez-Vazquez et al., 2004 ; Renou et al., 2008b ; Li et al., 2010)	12
Tableau 4 : Performances des différents réacteurs aérobies.....	18
Tableau 5 : Caractéristiques physico-chimiques des lixiviats de la décharge publique contrôlée de Fès (El Fadel, 2013).....	26
Tableau 6 : Caractéristiques physico-chimiques des lixiviats jeunes et âgés.....	37
Tableau 7 : Caractéristiques macroscopiques des colonies des isolats bactériens des lixiviats jeunes .	40
Tableau 8: Caractéristiques macroscopiques des colonies des isolats bactériens des lixiviats âgés	40
Tableau 9: Caractéristiques macroscopiques des colonies des isolats bactériens.	41
Tableau 10 : Résultats de la coloration de Gram des bactéries isolées.	42
Tableau 11: Résultats des tests biochimiques de la galerie Api 20E des isolats	42
Tableau 12: Résultat de l'identification microbienne des isolats E1-E6, par galerie Api 20E.	43
Tableau 13: Cinétique d'évolution de la DCO dans les lixiviats traités par les isolats bactériens des suspensions enrichies	44
Tableau 14: Détermination des paramètres conductivité, salinité et décoloration avant et après traitement de 7 jours par le consortium (S1-S8).....	46
Tableau 15: Cinétique d'évolution de la DCO dans les lixiviats traités par les isolats bactériens des lixiviats jeunes.....	47

LISTE DES ABRÉVIATIONS

AGV :	Acides Gras Volatils
COD :	Carbone organique dissout
CSD :	Centre de stockage de déchets
DBO :	Demande Biochimique en Oxygène
DBO ₅ :	Demande Biologique en Oxygène au bout de 5 jours
DCO :	Demande Chimique en Oxygène
DMA :	Déchets Ménagers et Assimilés
ETM :	Eléments Traces Métalliques
MF :	Microfiltration
NF :	Nanofiltration
OI :	Osmose inverse
OM :	Ordures Ménagères
PAC :	Charbon actif en poudre
PGPE :	Programme de Gestion et de Protection de l'Environnement
PNDM :	Programme National des Déchets Ménagers
POA :	Procédés d'oxydations avancées
RSD :	Réacteur séquentiel discontinu
TDS :	Total Solide dissout
TRH	Temps de rétention hydraulique
UF :	Ultrafiltration
UV :	Rayons ultraviolets



INTRODUCTION GÉNÉRALE

Les progrès réalisés dans la vie urbaine se manifestent dans l'accroissement démographique, l'urbanisation rapide et l'évolution des modes de consommation, ont générée une inquiétante accumulation de déchets d'ordures ménagères. La production des déchets ménagers en milieu urbain au Maroc a été estimée, en 2004, à quelques 5 millions de tonnes par an pour une population de 16,46 millions d'habitants (51% de la population totale), soit en moyenne 0,76 kg/habitant/jour (Soudi et Chrifi, 2007).

Conscient de cette situation, et pour la mise au niveau de ce secteur, le Maroc a entrepris, au cours de la dernière décennie, des actions stratégiques aussi bien au niveau de l'évolution de l'arsenal juridique que sur les réformes de la fiscalité locale. Ces actions sont concrétisées par la mise en œuvre du Programme National des Déchets Ménagers (PNMD) portant appui technique et financier aux collectivités territoriales dans leur efforts d'amélioration de la gestion des déchets ménagers et assimilés. L'engagement de l'état se traduit entre autres par des aides aux projets de professionnalisation de la collecte et de décharge contrôlées. La mise en décharge contrôlée demeure manifestement une bonne alternative, afin de faire face à la problématique des décharges sauvages et leur caractère dominant au Maroc (PGPE, 2012).

Une décharge contrôlée est un lieu d'élimination « définitive » des déchets solides urbains dans le but de réduire les risques de nuisance sur la santé humaine et l'environnement (Loi n ° 28-00, décembre 2006). Toutefois, cette option et loin d'être écologiquement durable et particulièrement dans les pays où les déchets sont très humides et très riches en matière organique et génèrent de grands volumes de lixiviats (cas du Maroc) (Manuel de formation sur la gestion des déchets solides, 2010).

Les lixiviats sont des effluents chargés en matière organique et présentant, des teneurs très élevées en azote et en sel (Tahiri et al., 2014). Ils peuvent contenir également d'énormes quantités de micro-organismes et de métaux lourds. La composition des lixiviats dépend de la nature des déchets, mais surtout du temps et de l'âge de la décharge qui influent sur l'évolution de la composition de ces lixiviats (Renou et al., 2008a).

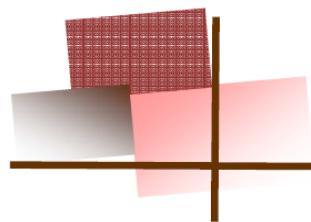
Les lixiviats produits en grande quantité dans les décharges, où sont entreposés des déchets très humides et sans précaution vis-à-vis de la pluviométrie, sont très chargés en polluants organiques issus en particulier des réactions de fermentation (Rassam et al, 2012).

Dans la plupart des décharges contrôlées fonctionnelles au Maroc se pose un grand problème de lixiviats et qui sont habituellement stockés dans plusieurs bassins de collecte dont les dimensions, se trouvent vite sursaturés avant terme. Comme la production massive engendre des risques de pollution des sols et des nappes phréatiques, des stratégies de management sont requises afin de limiter tout risque de pollution lié à l'activité de stockage (Morris et Barlaz, 2011).

Ce travail est réalisé dans le cadre du projet « Procédé innovant pour le traitement des lixiviats de la décharge contrôlée de la ville de Fès », coordonné par Pr. Merzouki de la faculté des Sciences Dhar Al Merhaz, Fès. Ce projet est financé par le Ministère de l'énergie, des mines, de l'eau et de l'environnement dans le cadre du programme de R&D dans le domaine de l'environnement (Traitement des lixiviats des décharges contrôlées, Traitement des boues des STEP).

Le présent travail a pour objectif l'isolement et la sélection de souches bactériennes en vue de les utiliser dans le traitement par bioaugmentation, dans le procédé de traitement des lixiviats de la décharge contrôlée de la ville de Fès. Ce système consisterait en un traitement physique par filtration couplé à un système biologique par le réacteur séquentiel discontinu (RSD), afin de traiter un débit de 100 litres par jour de lixiviats à l'échelle pilote.

Le rapport de ce travail sera structuré en trois parties, D'abord une étude bibliographique portant sur les lixiviats des déchets ménagers et assimilés et leur impact sur l'environnement ainsi que sur les différentes méthodes de traitement de cet effluent. La deuxième partie est consacrée aux techniques expérimentales et méthodes analytiques utilisées. Les résultats et leur discussion sont rapportés dans la troisième partie suivis d'une conclusion générale.



PARTIE I

ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE



1. DÉCHARGES DE DÉCHETS MÉNAGERS ET ASSIMILÉS

1.1. Déchets ménagers et assimilés : Définition

Un déchet est défini comme : « tous résidus 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 »

Le terme de Déchets Ménagers et Assimilés (DMA) englobe les Ordures Ménagères (OM) qui sont issues de l'activité domestique des ménages ainsi que les déchets provenant des industries, artisans, commerçants, écoles, services publics, hôpitaux ou encore les services tertiaires qui sont collectés dans les mêmes conditions que les OM (Loi n ° 28-00, décembre 2006).

1.2. Décharge de Déchets ménagers et assimilés

Anciennement appelées décharges ou centres d'enfouissement technique de classe II, les installations de stockage des déchets ménagers et assimilés sont destinées à accueillir les déchets non dangereux des ménages et les déchets s'y apparentant issus des activités économiques.

Le fonctionnement d'une décharge peut être assimilé à un réacteur bio-physico-chimique donnant lieu à des réactions et à des évolutions complexes qui aboutissent à la transformation chimique, physique et biologique des déchets. Du fait des conditions géologiques et hydrologiques du site, de la nature des déchets stockés et du mode de gestion de l'exploitation, chaque décharge est un cas unique. Il n'est donc pas envisageable de déterminer avec précision un mode d'évolution qui serait applicable à tous les centres (Gupta, 1967).

Cependant, certains phénomènes sont communs à la majorité des sites et peuvent être quantifiés permettant ainsi de caractériser l'évolution d'une installation de stockage, en particulier, en ce qui concerne les aspects biologiques, physico-chimiques, hydrauliques et géotechniques (Walters, 1960)

- Les matières biodégradables mises en décharge font l'objet d'une évolution biologique sous l'action des bactéries aérobies puis des bactéries anaérobies ;
- En l'absence de dispositions particulières, l'eau qui s'écoule à travers la masse des déchets produit des lixiviats en se chargeant de substances chimiques ou biologiques ;
- Des réactions chimiques ou physiques conduisent à la destruction partielle de la matière et à la solubilisation de certaines composés ou à leur transformation en gaz ;

- Les déchets stockés, et souvent les sols qui les entourent, sont constitués de matériaux hétérogènes sur le plan de leur qualité physique. Les casiers et les alvéoles subissent donc des tassements qui modifient leurs caractéristiques mécaniques et géotechniques.

2. LIXIVIATS DES DÉCHETS MÉNAGERS ET ASSIMILÉS

2.1. Définition

Les lixiviats sont des effluents liquides qui proviennent de la percolation, à travers le massif, de l'eau météorique et de l'eau contenue dans les déchets. Ils sont chargés en matières en suspension et composants solubles issus des déchets et en sous-produits de la dégradation des déchets (Renou et al., 2008b).

2.2. Mécanismes de la genèse

Lorsque les eaux météoriques tombent sur la surface de la décharge, deux possibilités s'offrent à elles, l'infiltration à travers la couverture ou le ruissellement de surface, en fonction du type de couverture mis en œuvre (figure 1). L'eau qui s'infiltra et qui n'est ni perdue par évapotranspiration (évaporation depuis la surface et/ou transpiration par la couche végétalisée) ni retenue par la couche de couverture va permettre d'augmenter progressivement l'humidité du massif de déchets en profondeur (Farquhar, 1989)

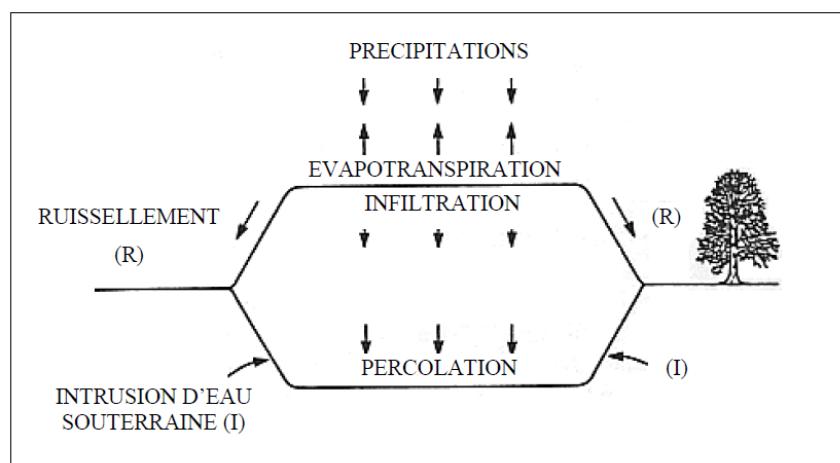


Figure 1 : Schéma présentant les mécanismes de la genèse des lixiviats (Farquhar, 1989)

Dès que le dépôt excède sa capacité au champ, c'est-à-dire sa capacité de rétention en eau maximale sans produire de percolat, la formation des lixiviats peut débuter (McArdle et al.,

1988). Ce processus de percolation est influencé par plusieurs facteurs classés en deux catégories (El-Fadel et al., 2002) :

- les facteurs contribuant directement à l'humidité du massif : précipitations, fonte des neiges, intrusion d'eau souterraine, teneur en eau initiale, irrigation, recirculation de lixiviats, codépôt de déchets liquides et décomposition des déchets,
- les facteurs affectant la distribution des lixiviats ou de l'humidité dans le massif : âge du dépôt, prétraitement, compactage, perméabilité, granulométrie, densité, tassemement, couverture, végétation, sécurisation du casier, production de chaleur et de biogaz.

2.3. Composition

Les principaux paramètres influençant la composition du lixiviat sont la composition des déchets enfouis, leur degré de décomposition, le taux d'humidité, la température, le taux d'infiltration de l'eau dans les déchets, les conditions climatiques et l'âge du stockage. Malgré sa complexité, cinq groupes de polluants caractérisent le lixiviat (Christensen et al., 2001) :

- La matière organique dissoute,
- Les composés organiques anthropiques (hydrocarbures aromatiques, phénols, composés aliphatiques chlorés...) concentration inférieure à 1 mg/L,
- Les composés minéraux majeurs : Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} ... ,
- Les métaux lourds (Zn, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb...) à l'état de traces.
- Micro-organismes (Bactéries, Champignons, Virus....)

D'autres composants peuvent être trouvés dans les lixiviats comme Ba, As, Se, Li, Hg, Co... Généralement ces éléments se trouvent en faibles concentrations.

Les principales mesures caractérisant un lixiviat sont la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biologique en oxygène (DBO_5), le carbone organique dissout (COD), l'azote Kjeldahl (NTK), la conductivité électrique, le pH, le dosage des métaux...

Le tableau 1 présente les paramètres globaux et les valeurs extrêmes trouvés dans un lixiviat. Les analyses réalisées sur le lixiviat permettent d'une part de suivre son évolution et d'autre part de vérifier sa possibilité pour le traiter. Les procédés de traitement appliqués aux lixiviats dépendent de la nature de ces derniers. Ils sont de types biologiques pour les effluents jeunes et biodégradables (lagunage, aération etc....) et physico-chimiques pour les effluents vieux et peu ou pas biodégradables (coagulation-flocculation, électrocoagulation, oxydation, précipitation, adsorption et filtration etc....).

Tableau 1 : Caractéristiques des lixiviats d'ordures ménagères (Christensen et al., 1994)

	Paramètres	Valeurs limites
Paramètres globaux	pH Conductivité COD DBO5 DCO NTK	4,5 – 9 2500 - 25000 µS/cm 30 - 27700 mg C/L 20 - 57000 mg O2/L 140 - 90000 mg O2/L 14 - 2500 mg N/L
Principaux ions (mg/L)	Ammonium Calcium Fer Manganèse Potassium Sodium Carbonate Chlorure Sulfate	50 - 1800 10 - 7200 1 - 5 0,03 - 1400 50 - 3700 70 - 7700 610 - 7320 150 - 4500 8 - 7750

2.4. Évolution de la Composition du lixiviat au cours du temps

La composition du lixiviat est fortement liée aux mécanismes physico-chimiques et biologiques se déroulant dans l'alvéole de stockage et cette composition dépend donc de l'âge de l'enfouissement. Cinq phases physico-chimiques sont distinguées (figure 2), elles correspondent à la décomposition des ordures ménagères (Bozkurt et al., 2000 ; Kjeldsen et al., 2002) et à l'activité de différents microorganismes spécifiques.

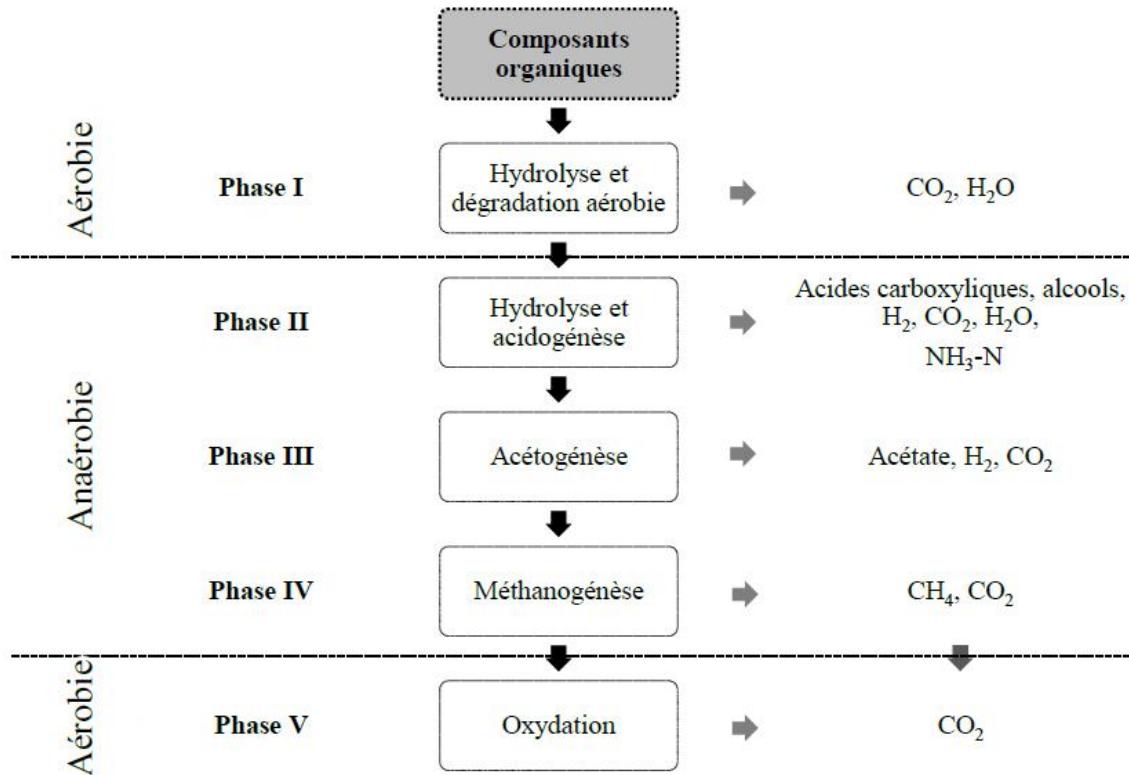


Figure 2 : Les principales étapes de la dégradation de la matière organique présente dans le lixiviat d'après Williams (2005) et Kjeldsen et al., (2002).

➤ Phase I : Dégradation aérobie

Cette phase débute spontanément après le dépôt et consiste en une consommation rapide de l'oxygène présent dans les pores des déchets par les bactéries aérobies, qui dégradent la matière organique en CO_2 , H_2O et résidus organiques partiellement dégradés, en produisant une température pouvant atteindre 60 °C (Renou et al., 2008b). Le stock d'oxygène n'étant pas renouvelé après recouvrement des déchets, la phase aérobie n'excède pas quelques jours dans les décharges classiques (Kjeldsen et al., 2002). Si les déchets sont mis en œuvre en couches peu épaisses et ne sont pas recouverts pendant plusieurs mois, la dégradation aérobie peut se poursuivre.

Phases II à IV : Dégradation anaérobie

Après consommation totale de l'oxygène, la dégradation anaérobie se met en place. Elle intervient plus ou moins rapidement en fonction du mode d'exploitation (rapidité de recouvrement, broyage des déchets, intensité du compactage...). La dégradation anaérobie constitue la plus longue phase du processus de dégradation. Sa durée peut probablement atteindre 50 ans (Bozkurt et al., 2000). Cette phase se caractérise par la décomposition des

constituants biodégradables majeurs des déchets (cellulose et hémicellulose) en méthane et dioxyde de carbone (Kjeldsen et al., 2002) et s'organise en trois étapes.

➤ Phase II : Fermentation acide (hydrolyse et acidogenèse)

La matière organique complexe est dans un premier temps hydrolysée en molécules simples, qui sont fermentées lors de l'acidogenèse en acides carboxyliques (ou acides gras volatils (AGV)), alcools et gaz (80 % de dioxyde de carbone et 20 % d'hydrogène). La température interne diminue pour atteindre 30-50 °C. La diminution du pH (jusqu'à 5) entraîne une solubilisation des éléments minéraux et métalliques (Rouez, 2008 ; Worrell et Vesilind, 2011). La formation d'AGV est responsable du faible pH (5-6) et de la forte charge organique dans les lixiviats produits (Barlaz et al., 2002 ; Kylefors, 2002).

➤ Phase III : Acétogenèse

Les bactéries acétogènes convertissent les sous-produits de l'acidogenèse en acéate, hydrogène et dioxyde de carbone, qui sont les précurseurs directs du méthane. Les teneurs en hydrogène et dioxyde de carbone tendent à diminuer au cours de la phase III (Williams, 2005). Cette phase s'accompagne d'une augmentation du pH jusqu'à la neutralité suite au développement de bactéries anaérobies strictes qui rééquilibrivent les concentrations en AGV et CO₂ (Rouez, 2008).

➤ Phase IV : Méthanogenèse

Les faibles teneurs en hydrogène promeuvent le développement des bactéries méthanogènes qui dégradent les produits de la phase précédente en biogaz (60 % méthane et 40 % dioxyde de carbone). Les températures favorables à la formation du biogaz varient entre 30 et 65 °C. Le rapport DBO/DCO devient faible car la matière organique dissoute dégradable est consommée par la population microbienne indigène (Barlaz et al., 2002). Le pH du milieu augmente progressivement autour de 7-8 sous l'effet de la consommation des AGV (Kylefors, 2002).

➤ Phase V : Oxydation ou phase humique

En fin de méthanogenèse, la production de biogaz devient minime. Elle continue à diminuer pendant la phase V, jusqu'à permettre progressivement l'infiltration d'air dans le massif. Ceci a pour conséquence de voir réapparaître des conditions oxydantes, qui engendrent une production de dioxyde de carbone résultant de la réaction d'oxydation du méthane résiduel (Kjeldsen et al., 2002). Cette phase ne reste qu'hypothétique à large échelle car la majorité des

anciennes décharges surveillées se situent en phase méthanogène stable (Christensen et Kjeldsen, 1995).

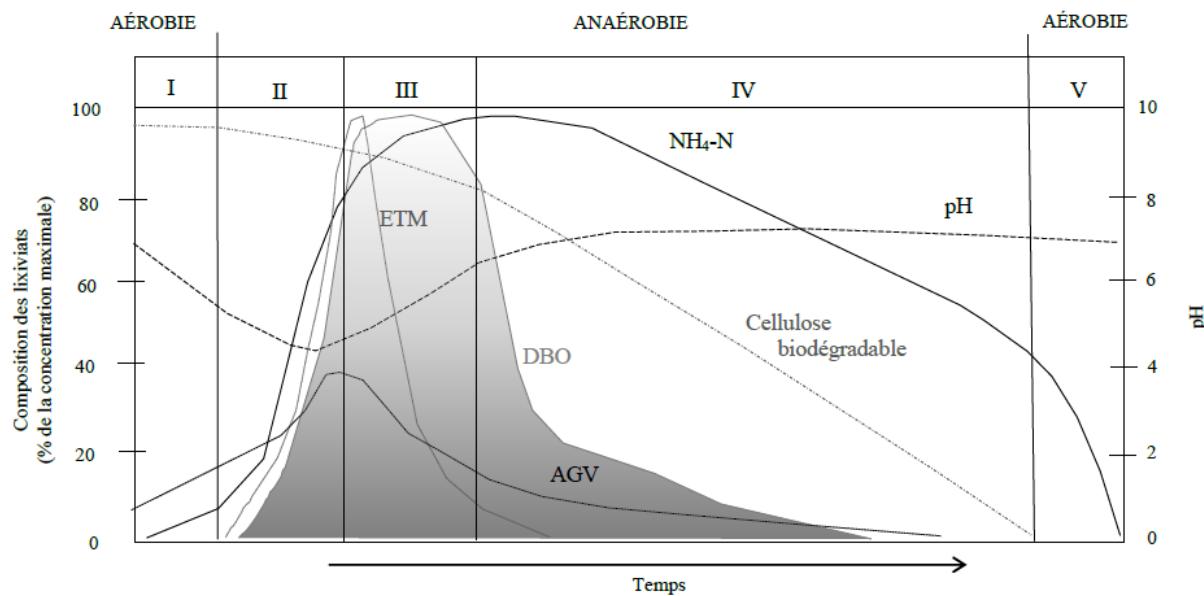


Figure 3 : Évolution de la composition des lixiviats au cours des différentes phases de dégradation (Williams, 2005)

La composition du lixiviat dépend de l'état de l'évolution des déchets. Plusieurs auteurs ont étudié la composition d'un lixiviat en phases d'acidogénèse et de méthanogenèse sur des déchets enfouis en CSD. Les gammes de valeurs correspondantes sont données dans le tableau 2.

Tableau 2 : Composition moyenne d'un lixiviat en phase acidogène et méthanogène (unités en mg/L sauf pour le pH)

Paramètres	Acidogenèse (Robinson et Gronow, 1993)	Méthanogenèse (Erige, 1989 Robinson et Gronow, 1993)	Acidogenèse (Kjeldsen et al., 2002)	Méthanogenèse (Kjeldsen et al., 2002)
pH	4,5-7,8	6,8-9	4,5-7,8	6,4-9
DBO5	4000-68000	20-1770	500-68000	0,5-1770
DCO	6000- 152000	500-8000	400-152000	1-8000
COT	1010-29000	184-2270	350-29000	14-2270
AGV	963-22414	5-146		
SO4	5-1750	5-420	4-2800	1-1190
Ca	10-6240	20-600		
Mg	25-1150	40-478		
Fe	20-2300	1,6-280	0,1-2300	0,2-330
Mn	0,3-164	0,03-45		
Zn	0,1-140	0,03-6,7	0,02-200	0,005-9
Cu	0,13	0,13	0,003-1,1	0,007-0,6
Cd	0,02	0,015	0,002-0,10	0,0001-0,9
Cr	0,13	0,090	0,01-1,5	0,0001-0,7
Ni	0,4	0,17		0,036-0,6
Pb	0,28	0,2		0,0001-1,9

2.5. Classification des lixiviats

La composition du lixiviat dépend de l'état de l'évolution des déchets. De nombreux auteurs ont comparé la composition des lixiviats de stockage de déchets aux stades d'acidification et de fermentation méthanique (tableau 3). Leurs études ont permis de suivre l'évolution de la matière organique enfouie et ont révélé que la composition des lixiviats peut être reliée à la biodégradabilité des déchets. Trois types de lixiviats ont pu ainsi être distingués (tableau 3):

- Biodégradable pour un site d'enfouissement jeune (< 5 ans)
- Intermédiaire pour un site d'enfouissement d'âge moyen (5-10 ans)
- Stabilisé pour un site d'enfouissement ancien (> 10 ans)

Avec l'augmentation de l'âge, la biodégradabilité de la matière organique représentée par le rapport DBO/DCO diminue à mesure de la consommation des acides carboxyliques et les concentrations en azote ammoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$) augmentent suite à la décomposition des protéines (Kjeldsen et al., 2002). Par conséquent, un lixiviat jeune est caractérisé par un pH acide ($< 6,5$), un fort rapport DBO/DCO ($> 0,5$) et de faibles teneurs en $\text{NH}_4\text{-N}$ ($< 400 \text{ mg.L}^{-1}$) tandis qu'un lixiviat ancien est caractérisé par un pH légèrement basique ($> 7,5$), une faible biodégradabilité ($\text{DBO/DCO} < 0,1$) et des teneurs en $\text{NH}_4\text{-N}$ plus élevées ($> 400 \text{ mg.L}^{-1}$) (Alvarez-Vazquez et al., 2004 ; Renou et al., 2008b ; Li et al., 2010).

Tableau 3 : Comparaison des lixiviats selon l'âge de l'enfouissement (Alvarez-Vazquez et al., 2004 ; Renou et al., 2008b ; Li et al., 2010)

	Lixiviats jeunes Biodégradables	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 (mg.L⁻¹)	> 10 000	4 000-10 000	< 4 000
DBOs/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
NH₄-N (mg.L⁻¹)	< 400	400	> 400
COT/DCO	< 0,3	0,3-0,5	> 0,5
N Kjeldahl (mg.L⁻¹)	100-200	Nd	nd
ETM (mg.L⁻¹)	< 2 000	Nd	< 50

AGV : acides gras volatils ; **AH** : acides humiques ; **AF** : acides fulviques ; **nd** : non disponible,

ETM : Eléments Traces Métalliques

À noter toutefois qu'en raison de la composition hétérogène des déchets, la variabilité de qualité des lixiviats est à la fois temporelle et spatiale (Renou et al., 2008a).

2.6. Quantification des lixiviats

L'évaluation des volumes de lixiviats produits peut être obtenue en faisant un bilan hydrique en tenant compte des conditions naturelles et du mode d'exploitation (Mansouri, 2006):

$$\mathbf{P} + \mathbf{E_D} + \mathbf{R_1} = \mathbf{I} + \mathbf{E} + \mathbf{ETR} + \mathbf{R_2}$$

Où :

- P est le volume des précipitations ;
- E_D est le volume d'eau apporté par les déchets ;
- R_1 est le volume d'eau apporté par ruissellement ;
- I est le volume de lixiviats infiltrés dans le sous-sol à travers le fond de la décharge ;
- E est le volume de lixiviats collectés ;
- E_{TR} est le volume d'eau éliminé par évapotranspiration réelle ;
- R_2 est le volume d'eau exporté de la décharge par ruissellement.

Cette approche très conceptuelle ne rend pas totalement compte de la complexité des phénomènes réels mais fournit des indications sur la sensibilité des systèmes à travers l'analyse paramétrique. Elle permet de prévoir l'évolution du système dans le temps à partir de modèles calés sur les observations de terrain.

3. IMPACT DES LIXIVIATS SUR L'ENVIRONNEMENT ET LA SANTÉ HUMAINE

Les lixiviats représentent une grande part de la pollution liée à une décharge. Contrairement au biogaz, qui est aisément dispersé dans l'atmosphère, les lixiviats, de part leur nature liquide, sont une source concentrée de polluants.

Le plus grand risque lié à la production de lixiviats est la contamination de la nappe phréatique. Cela aurait pour conséquence de polluer les puits d'eau de consommation et donc de priver la population d'un élément vital à sa survie.

En cas de consommation d'eau polluée par les lixiviats, les risques encourus sont de graves intoxications pouvant entraîner des maladies irréversibles et la mort. Signalons également que la pollution des réserves d'eau potable par des micro-organismes pathogène peut provoquer des épidémies. Durant la dernière décennie, les problèmes relatifs à l'eau sont devenus de plus en plus vastes, avec l'émergence de nouvelles maladies infectieuses et la réémergence d'autres qui sont déjà connues, (salmonelle, choléra, shigellose) (Pronost et Matejka 2000).

Au-delà de ces considérations, les lixiviats doivent être traités comme des substances extrêmement dangereuses. Il est nécessaire d'en organiser la collecte et le traitement afin de limiter au maximum les conséquences sur l'environnement et la santé.

4. TECHNIQUES DE TRAITEMENTS DES LIXIVIATS DES DÉCHARGES

De par leur charge polluante souvent importante, les lixiviats doivent subir un traitement d'épuration avant d'être rejetés vers le milieu naturel. Les technologies utilisées pour le traitement des lixiviats peuvent être classées en quatre grands groupes: le transfert des lixiviats, la biodégradation, les méthodes physico-chimiques et la filtration sur membrane. Chacune des variantes précitées présente ses propres avantages et inconvénients. La combinaison de processus biologiques et physico-chimiques est considérée comme la technologie la plus appropriée pour la manipulation et la gestion des effluents à haute résistance.

4.1. MÉTHODES PAR TRANSFERT

4.1.1. Traitement combiné avec les eaux usées domestiques

Il y a quelques années, la solution pratique était de traiter les lixiviats avec les eaux usées dans les stations de traitement des eaux usées. Il a été préféré pour ses faibles coûts d'exploitation et la facilité d'entretien (Ahn et al., 2002). Toutefois, cette option a été de plus en plus remise en question en raison de la présence dans les lixiviats de fortes concentrations de polluants organiques et inorganiques qui peuvent réduire l'efficacité du traitement (Ceçen et Aktas, 2004).

4.1.2. Recyclage

Le recyclage des lixiviats à travers le corps de la décharge a été largement utilisé dans la dernière décennie parce que c'était l'une des options les moins chères disponibles, malheureusement cette pratique n'est pas toujours applicable, surtout dans les domaines dans lesquels la balance d'eau implique une accumulation de liquide dans la décharge (Lema et al., 1988). Quand ils ne se produisent pas, le recyclage des lixiviats est une technique efficace, conduisant à une réduction de :

- Temps nécessaire pour la stabilisation des déchets mis en décharge de plusieurs décennies à 2-3 ans (Reinhart et Al-Yousfi, 1996),
- Quantité finale de lixiviats drainés (en raison de l'augmentation de l'évaporation des pertes).

Les taux élevés de recirculation peuvent affecter défavorablement la dégradation anaérobie des déchets solides. Par exemple, Ledakowicz et Kaczorek (2004) ont observé que la recirculation

des lixiviats peut conduire à l'inhibition de la méthanogénèse car il peut causer de fortes concentrations d'acides organiques ($\text{pH} < 5$) qui sont toxiques pour les bactéries méthanogènes.

4.1.3. Lagunage

Les lagunes sont un moyen efficace et peu onéreux d'épuration de la matière organique, minérale et pathogène des lixiviats et sont largement utilisées dans les pays en voie de développement du fait de leur rusticité, du peu de compétences techniques exigées et surtout des faibles coûts de fonctionnement et de maintenance engendrés (Maynard et al., 1999). Orupold et al., (2000) ont étudié la faisabilité de lagunage pour traiter les composés phénoliques ainsi que la matière organique. Une réduction de 55-64% de la DCO et de 80-88% de phénol a été atteinte.

Cependant, malgré ses coûts très attractifs, le lagunage ne permet pas de satisfaire aux normes de rejets (Zaloum et Abbott, 1997). En particulier, les auteurs ont affirmé que la variation de température et les surcharges hydrauliques peuvent constituer des facteurs perturbateurs de l'activité microbienne.

4.2. MÉTHODES PHYSICO-CHIMIQUES

La majorité des traitements physico-chimiques utilisés pour l'épuration des lixiviats intervient en tant que prétraitement ou étape de finition pour compléter la filière de traitement, ou encore pour éliminer un polluant spécifique (ex : le stripping pour l'azote ammoniacal...).

4.2.1. Flottation

La flottation a été largement utilisée depuis de nombreuses années, elle est portée sur la diminution des colloïdes, des ions, des macromolécules, des microorganismes et des fibres (Rubio et al., 2002). Néanmoins, jusqu'à ce jour, très peu d'études ont été consacrées à l'application de la flottation pour le traitement des lixiviats. Dernièrement, Zouboulis et al., (2003) ont étudié l'utilisation d'une colonne de flottation comme une étape de post-traitement pour éliminer l'acide humique résiduel (composés non biodégradables) des lixiviats de décharges. Sous les conditions optimales, près de 60% d'acide humique a été éliminé.

4.2.2. Coagulation-flocculation

La coagulation-flocculation est utilisée dans le traitement et stabilisation des vieux lixiviats (Silva et al., 2004). Elle est largement utilisée comme prétraitement (Tatsi et al., 2003), d'un système biologique ou d'une étape d'osmose inverse, mais peut aussi servir de traitement de finition afin d'éliminer la matière organique non biodégradable résiduelle. Les coagulants couramment utilisés sont le sulfate d'alumine, le sulfate de fer, le chlorure ferrique et chloro-sulfate de fer (Amokrane et al., 1997). L'utilisation de bioflocculant, en comparaison avec des coagulants inorganiques a été étudiée pour l'abaissement des acides humiques par Zouboulis et al., (2004), qui ont montré que les bioflocculants sont plus efficaces que les flocculants inorganiques.

Toutefois, l'augmentation de la concentration de l'aluminium ou du fer dans la phase liquide ainsi que la production d'une grande quantité de boues sont les principaux inconvénients de ce procédé (Silva et al., 2004).

4.2.3. Précipitation chimique

La précipitation chimique est souvent utilisée comme pré-traitement afin d'éliminer les composés organiques bio-récalcitrants, l'azote ammoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$) et les métaux lourds à partir des lixiviats (Ozturk et al., 2003.). Li et al., (2001) ont confirmé que les performances d'un procédé classique par boues activées pourraient être affectées de manière significative par l'inhibition de l'activité microbienne par $\text{NH}_4\text{-N}$.

Cependant la forte dose de précipitant nécessaire, la sensibilité du processus au pH, la production de boues et la nécessité de poursuivre l'élimination des boues restent les principaux inconvénients de cette méthode (Kurniawan, 2006).

4.2.4. Adsorption

L'adsorption des polluants sur charbon actif, soit en colonne (Imai et al., 1998) ou sous forme de poudre (Li et al., 2010) offre une meilleure réduction des niveaux de DCO que les méthodes chimiques. L'adsorption par charbon actif a été utilisée avec un traitement biologique pour le traitement efficace des lixiviats de décharge (Ceçen et Aktas, 2004). Le calcaire a été prouvé efficace pour éliminer les métaux des eaux usées. Hamidi et al., (2004) ont indiqué que 90% de Fe peut être retiré en semi-aérobiose des lixiviats de décharge par filtre à calcaire, avec un temps de rétention de 57,8 min et une surface de chargement de $12,2 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$.

Le principal inconvénient est la nécessité d'une régénération fréquente des colonnes ou une consommation équivalente élevé de charbon actif en poudre (PAC).

4.2.5. Oxydation chimique

L'oxydation chimique est une méthode largement étudiée pour le traitement des effluents contenant des composés réfractaires tels que les lixiviats de décharge. Les Procédés d'oxydations avancées (POA) ont connu récemment un intérêt croissant. Ces derniers sont particulièrement appropriés pour le traitement des effluents contenant des composés toxiques, récalcitrants aux procédés classiques et non biodégradables.

Les procédés d'oxydation avancée les plus utilisés sont la photocatalyse hétérogène (TiO_2/UV), la photocatalyse homogène (photo-Fenton), la photocatalyse solaire (Robert et Malato, 2002), O_3/UV (Choi et al., 2003), H_2O_2/UV (Schrank, 2007), ainsi que les procédés Fenton (Kesraoui et al., 2010). Ces procédés sont largement utilisés pour les raisons suivantes:

- La diversité de technologies utilisées ;
- L'efficacité à éliminer les composés organiques de composition très variable ;
- L'absence de déchets secondaires, c'est-à-dire pas de production d'autres composés toxiques;
- L'utilisation de produits facilement dégradables.

Les POA ne sont pas seulement utilisés pour la dépollution des eaux usées et des lixiviats mais aussi pour le traitement des eaux souterraines, des sols, des sédiments, des eaux usées municipales, au conditionnement des boues, à la désinfection, au traitement des composés organiques volatils et au contrôle d'odeur.

4.3. MÉTHODES BIOLOGIQUES

La biodégradation des composés organiques est effectuée par le biais de micro-organismes 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 traitements biologiques se sont révélés très efficaces pour éliminer les matières organiques et azotées des jeunes lixiviats lorsque le DBO/DCO a une valeur élevée ($>0,5$). Avec le temps, la présence importante de composés réfractaires (principalement des acides humiques et fulviques) tend à limiter l'efficacité du processus.

4.3.1. Traitement aérobie

Un traitement aérobie permet une réduction partielle des polluants organiques biodégradable et la nitrification de l'azote ammoniacal par les micro-organismes naturellement présents dans le milieu naturel. Les étangs aérés, les procédés classiques de boues activées et des réacteurs séquentiels discontinus (RSD), sont les procédés les plus étudiés et adoptés (Bae et al., 1999).

Le tableau 4 présente la performance des différents réacteurs aérobies.

Tableau 4 : Performances des différents réacteurs aérobies

DCO (g.L ⁻¹)	DBO/ DCO	pH	origine	Volume du réacteur (L)	T (°C)	TRH (jours)	Abattement (%)	Référence
Réacteur à boues activée								
2900	0,66	6.8- 7,4	Décharge	0,5	24	2,75	75 DCO	Kettunen et al., 1996
7439	-	8,22	Décharge	2	-	1	78-98 DCO	Li et Zhao, 2001
Réacteur séquentiel discontinu								
5750	-	8,6	Décharge	5	25	-	62 DCO	Uygur et Kargi, 2004
15000	-	7,5	Décharge	8	40- 50	-	75 DCO	Zouboulis et al., 2001
Réacteur à film biologique à lit mobile								
1740- 4850	0,05- 0,1	9	Décharge	1,5	20	-	60 DCO	Horan et al., 1997
5000	0,2	>7,5	Décharge	8	-	20-24	81 DCO 85 NH3	Loukidou et Zouboulis, 2001
Lit bactérien								
2560	-	8	Décharge	141	25	-	-	Martienssen et Schops, 1997
230-510	0,04- 0,08	6,5-7	Décharge	9,4	5- 25	2,1- 9,6	90 NH ⁴⁺	Jokela et al., 2002

TRH = Temps de rétention hydraulique

- Réacteur séquentiel discontinu

Le réacteur séquentiel discontinu (RSD) ou en anglais sequencing batch reactor est un système à base de boue activée pour le traitement des eaux usées. Sa particularité réside dans le fait que l'aération, la décantation et la clarification se déroulent dans une même cuve. Le premier (RSD) fut installé au début des années 1900 et fonctionnait selon un système de remplissage et de vidange alternatif. Le système (RSD) était efficace au niveau du traitement mais demandait une surveillance constante. Il fut donc abandonné et refit surface à la fin des années 1970 suite à la mise au point d'appareils de régulation automatiques fiables et peu coûteux. L'évolution et la popularisation de ces équipements ont fait en sorte que, de nos jours, le procédé (RSD) est devenu très concurrentiel à bien des égards : économie, performance et fiabilité

Le procédé (RSD) repose sur le principe du traitement biologique aérobie des effluents par cycles. Les avantages de ce procédé sont les suivants :

- Procédé compact.
- Coûts d'installation et de fonctionnement plus faibles.
- Rendement épuratoire élevé.
- Pas de recirculation des boues.
- Elimination de l'azote en raison que dans le procédé (RSD), il y'a une phase aérobie permettant l'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrite puis en nitrate (nitrification), suivie éventuellement d'une phase anaérobiose permettant une dénitrification.
- Elimination du phosphore par modification des séquences de fonctionnement, mais sans ajout d'ouvrages supplémentaires.
- Bonne fiabilité technique.
- Besoin en main d'œuvre limité.
- Possibilité de rejet direct des effluents traités dans le milieu naturel.

4.3.2. Traitement anaérobiose

Un traitement par digestion anaérobiose des lixiviats permet de terminer le processus engagé, étant donc particulièrement adapté pour faire face à la haute résistance des effluents organiques (Pokhrel et Viraraghavan, 2004). Contrairement aux procédés aérobies, la digestion anaérobiose conserve l'énergie et produit très peu de solides, mais souffre de faibles vitesses de réaction (Berrueta et Castrillon, 1992).

4.4. MÉTHODES MEMBRANAIRES

4.4.1. Microfiltration (MF)

La microfiltration reste intéressante chaque fois qu'une méthode efficace est nécessaire pour éliminer les colloïdes et la matière en suspension, comme, par exemple, dans le pré-traitement pour une autre membrane (UF, NF ou OI) ou en partenariat avec des traitements chimiques. Mais, il ne peut être utilisé seul. Piatkiewicz (2001), dans une étude polonaise, a utilisé la MF comme étape de pré-filtration. Aucun taux de rétention significatif (réduction de la DCO entre 25-35%) n'a été atteint.

4.4.2. Ultrafiltration (UF)

L'ultrafiltration est efficace pour éliminer les macromolécules et les particules dissoutes par un processus d'examen physique à l'aide d'une membrane relativement grossière. Syzdek et Ahlert (1984) ont suggéré que l'UF pourrait s'avérer efficace comme un processus de pré-traitement pour l'osmose inverse (OI). UF peut être utilisé pour éliminer les composants de plus grand poids moléculaire de lixiviats qui ont tendance à encrasser les membranes d'osmose inverse. Tandis que l'élimination des substances polluantes n'est jamais complète (DCO entre 10 et 75%).

4.4.3. Nanofiltration (NF)

En raison de ses propriétés uniques entre l'ultrafiltration et l'osmose inverse, la nanofiltration a montré ses preuves dans l'élimination des composés organiques récalcitrants et des métaux lourds provenant des lixiviats (Chaudhari et Murthy, 2010). Ce procédé a la capacité d'éliminer les particules d'un poids moléculaire supérieur à 300 Da ainsi que les substances inorganiques par le biais des interactions électrostatiques entre les ions et les membranes. La nanofiltration utilise généralement des membranes en polymère moléculaire de coupure entre 200 et 2000 Da (Pronost et Matejka, 2000). Elle a été utilisée en combinaison avec des méthodes physiques et il s'est avéré que les résultats obtenus sont satisfaisants. En effet, le taux d'abattement de la DCO obtenu est de l'ordre de 70-80% (Trebouet, 2001).

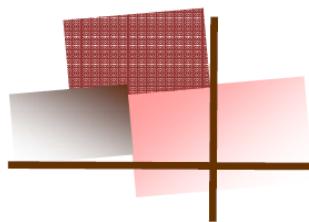
Toutefois, la réussite de la technologie des membranes nécessite un bon contrôle contre le colmatage. En effet, lors du traitement des lixiviats, les composés présents dans la matrice comme la matière organique et inorganique dissoute et les particules en suspension peuvent colmater la membrane.

4.4.4. Osmose inverse (OI)

L'osmose inverse semble être l'une des méthodes les plus efficaces et prometteuses parmi les nouveaux procédés de traitement des lixiviats de décharges. Plusieurs études, réalisées à la fois au laboratoire et à l'échelle industrielle, ont déjà démontré des performances au niveau de la séparation des polluants de lixiviats de décharge (Linde et al., 1995). Les taux d'abattement de la DCO et des métaux lourds sont respectivement supérieurs à 98 et 99%. A partir de 1984, les modules tubulaires et spiraux ont été les premiers utilisés pour le traitement des lixiviats.

En dépit de ses avantages, l'osmose inverse présente plusieurs inconvénients :

- 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 Lee 1996).
- Forte consommation d'énergie, le coût de la consommation d'énergie représentait environ 60-80% du coût de traitement (Peters, 1999)



PARTIE II

MATÉRIEL ET MÉTHODES

1. SITE D'ÉTUDE (LA DÉCHARGE CONTROLÉE DE LA VILLE DE FÈS)

Ayant fait l'objet de la signature en 2001, d'une convention de gestion déléguée de la décharge publique contrôlée de Fès d'une durée de 10 ans, entre la commune urbaine de Fès et le groupement Américano-Marocain constitué par la société "Edgeboro internationl" et "Ecomed de Gestion de déchet", la décharge a nécessité un investissement de près de 75 millions de Dhs. Equipée en matériel approprié et d'une station de service pour sa bonne exploitation, la décharge d'une durée de vie de 30 ans au moins, compte un personnel qualifié et formé dans le domaine. L'exploitation de la décharge publique contrôlée de Fès a démarré le 02 avril 2004. Le 31 mai 2005, un flux de 38 790 véhicules a été enregistré avec un tonnage de 249 145 T. Les déchets sont enfouis par couches de 3 m au moyen d'engins spéciaux. La zone exploitée est couverte, en surface et sur les versants, par une couche de terre perméable de 15 centimètre, pour empêcher les envols notamment de sacs de plastiques, le dégagement des odeurs, la prolifération des insectes et la formation de feu.

Cette infrastructure moderne a été réalisée en vue de pallier les nuisances et odeurs de l'ancienne décharge des "Oudayas", qui s'approche de plus en plus des habitants, en raison de l'urbanisation rapide. La décharge publique sauvage de Fès a été utilisée depuis 1981, elle arrive bientôt à saturation (Chtioui et al, 2008). C'est pourquoi les ordures de la ville de Fès sont envoyées à la nouvelle décharge contrôlée (route Sidi Harazem).

Cette nouvelle décharge, implantée dans la commune d'Aïn Beda, traite plus de 800 tonnes de déchets solides par jour dont près de 700 tonnes d'ordures ménagères (El Fadel, 2013).

Localisation géographique de la décharge

La décharge publique contrôlée de la ville de Fès se situe au Sud-Est de la ville de Fès, à 11 km du centre-ville, dans la commune d'Ain Bida sur la route de Sidi Harazem comme c'est indiqué dans la figure 4, elle s'étale sur une superficie de 120 hectares.

Scale : 1/25000

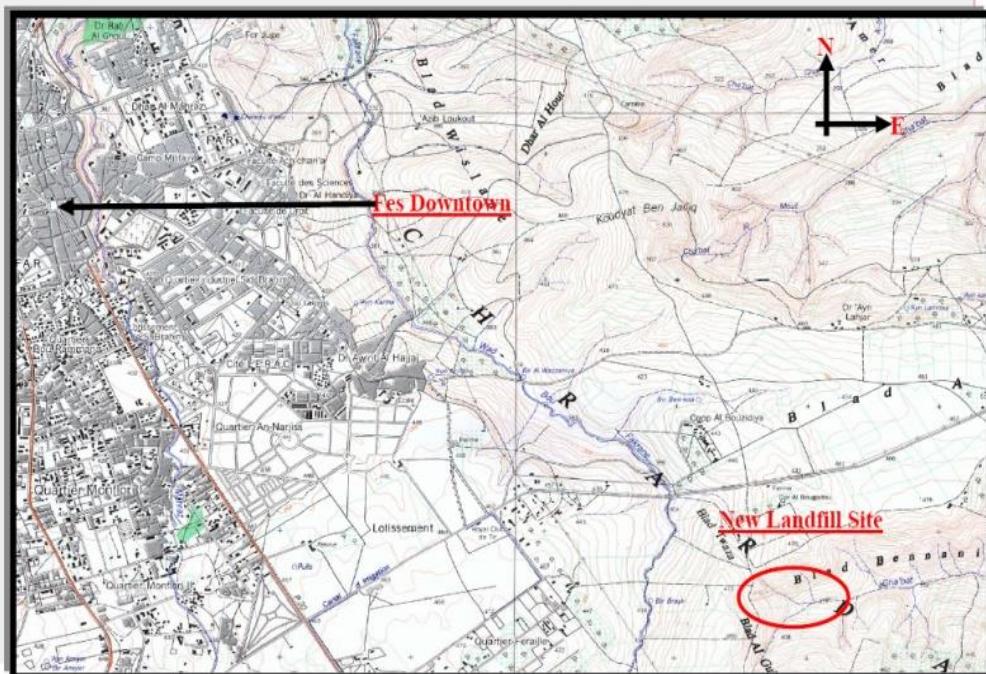


Figure 4 : Situation de la nouvelle décharge publique contrôlée

➊ Données climatiques

La ville de Fès est dotée d'un climat méditerranéen et un climat semi-aride à hivers tempérés avec une moyenne annuelle des précipitations de l'ordre de 500 mm et celle des températures de l'ordre de 17°C.

Un régime annuel de précipitations constitué de deux périodes distinctes ; une pluvieuse du mois d'octobre au mois d'avril et une sèche répartie du mois de juin au mois décembre (El Bouhali, 2001).

➋ Réseau de collecte des lixiviats de Fès

La gestion des lixiviats consiste à les collecter, les stocker et les traiter. Dans le cas de la décharge contrôlée de Fès, les lixiviats sont actuellement stockés dans trois bassins de 2 024, 3 700 et 3 100 m² sans être traités (figure 5).

L'évacuation des lixiviats vers les bassins de stockage est effectuée de deux manières :

- Soit par un système gravitaire par le biais de collecteurs ;
- Soit par pompage par le biais de regards et pompes immergées.



Figure 5 : Collecte des lixiviats dans les bassins de stockage

Le problème le plus prononcé au niveau de la décharge réside dans la production de quantités énormes de lixiviats malgré l'implantation d'un système de drainage des lixiviats et l'aménagement d'ouvrages de collecte et d'évacuation des eaux pluviales.

La décharge contrôlée de Fès produit environ 21600 l de lixiviats par jour qui sont pompés vers les bassins de stockage.

Propriété physico-chimiques des lixiviats

Il est difficile de déterminer avec précision les propriétés des lixiviats vu que ces derniers évoluent dans le temps et dans l'espace (Schlumpf et al., 2001).

Le tableau 5 récapitule les principales propriétés physico-chimiques des lixiviats de la décharge publique contrôlée de Fès rapportées par El Fadel (2013), ainsi que les limites réglementaires relatives aux rejets indirects au Maroc.

Tableau 5 : Caractéristiques physico-chimiques des lixiviats de la décharge publique contrôlée de Fès (unités en mg/L sauf pour le pH et la T (°C)) (El Fadel, 2013).

Paramètres	Valeur minimale	Valeur maximale	Moyenne	Normes Marocaines de rejets indirects
T (°C)	19,56	29	25,52	-
pH	6,84	8,36	7,74	6,5-8,5
DCO	11521	88475	41373,72	1000
DBO ₅	600	20000	10300	500
DCOs	3502	30474	12508	-
PO ₄ ³⁻	3,67	30	16,18	-
NH ₄ ⁺	0,38	48	16,32	-
NO ₃ ⁻	11,3	34	22,04	-
NO ₂ ⁻	2,95	174,6	116,63	-
MES	1000	5500	3250	600
Al	-	-	3,245	10
Cd	-	-	0,028	0,2
Cr	-	-	4,554	2
Cu	-	-	0,428	0,5
Fe	-	-	14,65	3
Mn	-	-	2,002	1
Ni	-	-	0,841	0,5
Pb	-	-	0,215	0,5
Zn	-	-	1,663	5

2. PRÉLÈVEMENT DES ÉCHANTILLONS DE LIXIVIATS

Des échantillons de lixiviats sont prélevés à partir de la décharge contrôlée de la ville de Fès. Les échantillons destinés aux analyses physico-chimiques sont prélevés dans des flacons en verre d'une capacité 100 mL. Pendant le prélèvement, le flacon tenu à l'aide d'une main est plongé dans le lixiviat, goulot dirigé à contre-courant, selon les recommandations de Rodier et al., (2009). Le flacon rempli de lixiviat est retiré et fermé hermétiquement.

Les échantillons destinés à l'isolement des microorganismes sont prélevés dans des flacons en verre stérilisés par autoclavage (121 °C, 1 bar pendant 20 min). Les échantillons soigneusement étiquetés sont placés dans une glacière et transportés aussitôt au laboratoire.

Les échantillons destinés à être traités par nos souches sont prélevés à partir du collecteur des lixiviats. Les échantillons sont prélevés de la même manière que précédemment décrit, et ensuite transportés dans des bouteilles en polyéthylène tenus au frais pendant le transport. Ces lixiviats sont ensuite stockés au réfrigérateur à 4°C de manière à limiter toute activité biologique. Les analyses physicochimiques et microbiologiques des lixiviats sont réalisées dès réception des lixiviats. Or, bien que la matière organique du lixiviat soit constituée de composés considérés comme réfractaires à l'oxydation, Lagier (2000) a montré qu'après 15 jours de stockage au contact de l'air, la DCO pouvait diminuer de 9%.

Les prélèvements ont concerné :

- Des lixiviats jeunes, prélevés à partir des écoulements des déchets nouvellement entreposé (Site 1) et des lixiviats âgés, prélevés à partir du collecteur des écoulements des déchets anciennement enfouis dans des casiers de la décharge (Site 2).
Ces prélèvements sont utilisés pour l'étude de la biodiversité des microorganismes aérobies et la comparaison entre les propriétés physico-chimiques des lixiviats jeunes et âgés.
- Des lixiviats prélevés des différents bassins de stockage (lixiviats jeunes et âgés) de la décharge (Site 3).
Ces lixiviats sont utilisés pour l'isolement des bactéries par enrichissement.
- Des lixiviats jeunes qui sont utilisés pour le traitement biologique par bioaugmentation.

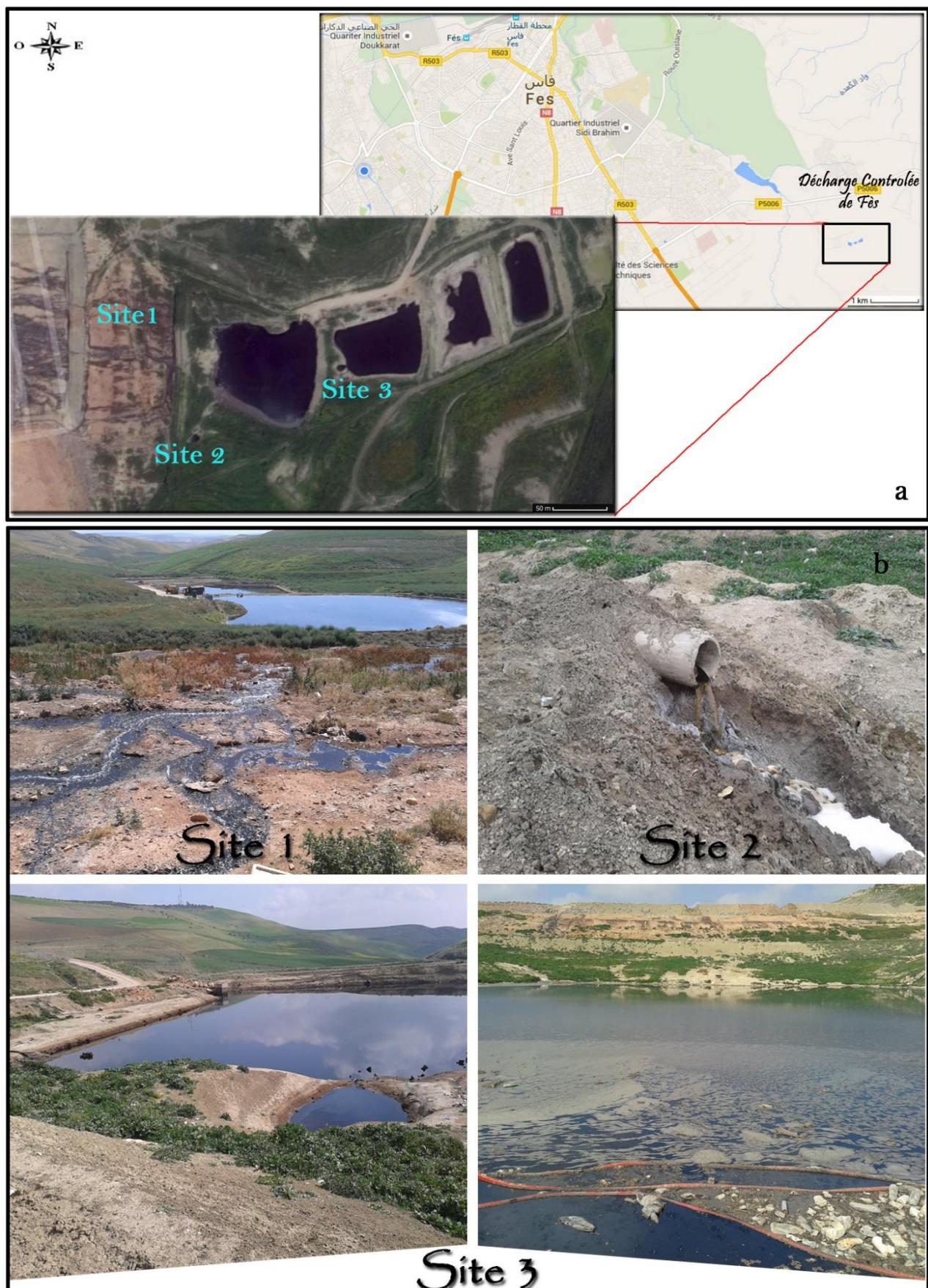


Figure 6. Carte représentant la localisation des différents sites d'isolement (a) et illustration par photos des sites (b).

3. ANALYSES PHYSICOCHIMIQUES DES ÉCHANTILLONS DE LIXIVIATS

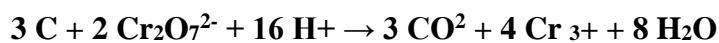
Différentes techniques d'analyses ont été utilisées pour l'analyse des échantillons des lixiviats, les méthodes analytiques utilisées sont celles recommandées par l'Association Française de Normalisation (AFNOR, 1997).

3.1. Demande Chimique en Oxygène

La demande chimique en oxygène (DCO) exprime la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique (biodégradable ou non) d'un échantillon à l'aide d'un oxydant, le bichromate de potassium.

Ce paramètre offre une représentation plus ou moins complète des matières oxydables présentes puisque certains composés comme les hydrocarbures aromatiques, les hétérocycles (pyridine) ne sont toutefois pas oxydés par cette méthode. La mesure de la DCO d'un lixiviat peut être perturbée par la présence de nitrites, sulfures mais surtout de chlorures. Les mesures de DCO ont donc été réalisées sur des échantillons dilués afin de limiter de possibles interférences.

Le principe de la méthode utilisée est le suivant : les matières réductrices sont oxydées à ébullition (148°C, pendant 2 heures) par un excès du bichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) en milieu acide, en présence du sulfate d'argent (Ag_2SO_4) comme catalyseur et du sulfate de mercure ($HgSO_4$) comme complexant des chlorures.



En fin de réaction, la DCO est évaluée par prise d'un échantillon que nous avons convenablement dilué. La densité optique de l'échantillon est obtenue par spectrophotométrie ($\lambda = 585$ nm). Les concentrations ont été déduites à partir d'une courbe d'étalonnage préparée par une série de dilutions de glucose (0,46-3,75 g/L). Le DCO-mètre utilisé pour l'oxydation de la matière organique à chaud est de type record TSA Fuse.

3.2. Mesure de la température et du pH

La température a été mesurée à l'aide d'un thermomètre de type Testo 950, elle est exprimée en degré celsius.

Le potentiel hydrogène (ou pH) mesure l'activité chimique des ions hydrogènes (H^+) en solution. Plus couramment, le pH mesure l'acidité ou l'alcalinité d'une solution. L'instrument de mesure utilisé est un pH-mètre (HANNA-211). Les pH des différents échantillons sont

mesurés au laboratoire par introduction de l'électrode dans l'échantillon homogène. La valeur du pH s'affiche immédiatement à une température précise (25 °C).

3.3. Conductivité électrique et salinité

La conductivité et la salinité sont mesurées à l'aide d'un conductimètre de type inoLabLevel 1. La conductivité est exprimée en mS/cm.

3.4. Matières en suspension

Les matières en suspension sont déterminées par centrifugation d'un volume de 20 ml d'échantillon à 3000 rpm pendant 15 minutes. Le culot est mis dans une coupelle en porcelaine préalablement pesée, puis séché à l'étuve à 105°C pendant 24 heures. La différence entre le poids de l'échantillon sec et celui de la coupelle détermine le taux de MES, exprimé en mg/L.

3.5. Coloration

La coloration des lixiviats est évaluée par la mesure de la DO à 455 nm (Hamidi et al., 2007).

La décoloration est évaluée selon la Formule suivante :

$$\text{Décoloration (\%)} = ((\text{DOi} - \text{DOf}) / \text{DOi}) \times 100$$

Où DOi et DOf sont respectivement la densité optique initiale et la densité optique finale de la couleur des lixiviats.

4. ISOLEMENT DES BACTÉRIES A PARTIR DES LIXIVIATS

4.1. Isolement, dénombrement et biodiversité de la population bactérienne des Lixiviats jeunes et âgés

Le milieu utilisé pour l'isolement des bactéries est le milieu LB (Luria-Bertani) agar. C'est le milieu de culture le plus communément utilisé pour les cultures bactériennes (Bertani, 2004). Sa composition est la suivante : Peptone 10 g, NaCl 10 g, Extrait de levure 5 g, Agar 15 g dans 1000 mL d'eau distillée. L'isolement et le dénombrement des bactéries des lixiviats jeunes et âgés sont effectués par la méthode indirecte de dilution en série (10^{-1} - 10^{-10}) et de culture sur boîte de Petri (Cambier et al., 2009). 100 µL des dilutions sont étalées sur des boîtes de Petri contenant le milieu LB agar de façon à obtenir le développement de 30 à 300 colonies bactériennes par boîte. Les colonies bactériennes sont dénombrées après 24 h d'incubation à 37 °C.

Le nombre d'UFC/mL est calculé, pour chaque prélèvement correspondant à la phase exponentielle, selon la relation suivante :

$$N(\text{UFCmL}^{-1}) = \frac{(Y \times F)}{V}$$

Où : N (UFC/mL) : Nombre d'unités formant colonies par mL

Y : Nombre de colonies

F : Facteur de dilution correspondant à l'inverse de la dilution utilisée pour le comptage

V : Volume étalé sur la boîte (mL)

La biodiversité bactérienne est étudiée par observation à l'œil nu des différents aspects morphologiques (couleur, contour, taille...) des colonies obtenues. La purification des isolats bactériens est réalisée par ensemencement par épuisement sur 3 quadrants. Les colonies d'aspects différents sont ensemencées sur des boîtes de Petri contenant le milieu LB agar.

4.2. Isolement après enrichissement dans des concentrations croissantes de métaux lourds

Pour l'isolement des bactéries après enrichissement dans des concentrations croissantes de métaux lourds, 50 mL du milieu LB liquide pH 7 sont inoculés par 1 mL du mélange des échantillons de lixiviat prélevés à partir des bassins de stockage. Après 24 h d'incubation à 37 °C sous agitation (150 rpm) dans un agitateur incubateur. 1 mL de la suspension est ensemencé dans 50 mL du milieu LB liquide fraîchement préparé et additionné de métaux lourds Cr, Fe et Al des concentrations respectivement de 5, 15 et 4 mg/L. Après 24 h d'incubation, 1 mL des suspensions obtenues est transféré dans un milieu LB liquide fraîchement préparé et additionné des concentrations de 10, 30 et 8 mg/L de métaux Cr, Fe, et Al, puis incubées dans les mêmes conditions. Les métaux lourds utilisés sont sous formes CrNO₃, FeSO₄ et AlCl₃. Les solutions de ces métaux sont stérilisées par filtration. Le choix des concentrations utilisées s'est fait selon les données sur les lixiviats de la décharge de Fès cités par El Fadel (2013), et les données de la littérature (Chofqi et al., 2004).

Des dilutions en série (10⁻¹- 10⁻¹⁰) des suspensions enrichies sont préparées. 100 µL des dilutions sont étalées sur des boîtes de Petri contenant le milieu LB agar additionné des métaux lourds Cr, Fe et Al à des concentrations respectivement de 10, 30 et 8 mg/L. Les boîtes de Petri sont incubées pendant 24 h à 37°C. Les colonies d'aspects différents sont ensemencées sur des boîtes de Petri contenant le milieu LB agar additionné de métaux lourds Cr, Fe et Al. La purification des isolats bactériens est réalisée par ensemencement par épuisement sur 3 quadrants. Les isolats bactériens obtenus sont nommés E1, E2, E3, E4, E5, E6, E7, E8.

4.3. Caractérisation des isolats bactériens

L'identification des isolats bactériens est réalisée en se basant sur les études morphologiques et biochimiques.

4.3.1. Etude morphologique : aspect macroscopique des colonies

L'examen macroscopique des cultures est le premier examen effectué à partir des cultures pures. Il permet d'effectuer une première caractérisation, avec une orientation possible des résultats au cours de l'identification, les éléments d'identifications macroscopiques sont selon Prescott et al. (2003) :

- La forme des colonies : rondes, irrégulières,...etc.
- La taille des colonies par la mesure du diamètre : punctiformes ou non punctiformes.
- La chromogénèse: couleur de la colonie (pigmentation).
- L'élévation: convexe, concave, plate.
- L'opacité: opaque, translucide ou transparente.
- La surface: lisse, rugueuse...etc.

4.3.2. Observation microscopique : Coloration de Gram

➤ Principe

C'est une double coloration qui permet de connaître la forme, l'arrangement, la pureté ainsi que la nature biochimique de la paroi des cellules purifiées.

Cette coloration permet de classer les bactéries selon leur capacité à fixer le cristal violet. Celles qui possèdent une enveloppe externe sont décolorées lors du lavage à l'éthanol (Gram), alors que celles qui n'en possèdent pas vont retenir le colorant (Gram+) (Prescott et al., 2003). La consistance et la valeur de la coloration de Gram correspondent à des différences biochimiques entre la paroi des bactéries Gram positifs et les bactéries Gram négatifs.

➤ Réalisation du frottis

Une goutte d'eau distillée stérile est déposée sur une lame en verre. Une colonie isolée est ajoutée à l'anse stérile, étalée à la surface de la lame puis fixée à la chaleur à côté d'un béc蓉ène.

➤ Réalisation de la coloration

Le frottis est recouvert de cristal violet (30 secondes à 1 minute), puis rincé à l'eau courante et il est recouvert de Lugol (30 secondes à 1 minute) qui sert de mordant, puis rincé à l'eau. Une décoloration rapide à l'alcool 95 ° (20 à 30 secondes) est réalisée puis la préparation est rincée à l'eau. Le frottis est ensuite recouvert de fuchsine (30 secondes à 1 minute) puis lavé à l'eau et séché.

Enfin, le frottis est observé au microscope optique avec une goutte d'huile à immersion objectif 100 (grossissement x1000).

4.3.3. Caractérisation biochimique des isolats bactériens

➤ Identification classique: galerie API 20E

Les isolats bactériens dont les cellules se sont révélés être des bacilles Gram négatifs et oxydase négatives ont été identifiées grâce à la galerie Api 20 E.

La galerie Api 20E permet de révéler 20 caractères biochimiques pour l'identification des Entérobactéries (bacilles Gram négatifs et oxydase négatifs).

La Figure 7 donne les détails de l'identification biochimique en utilisant la microgalerie API 20 E.

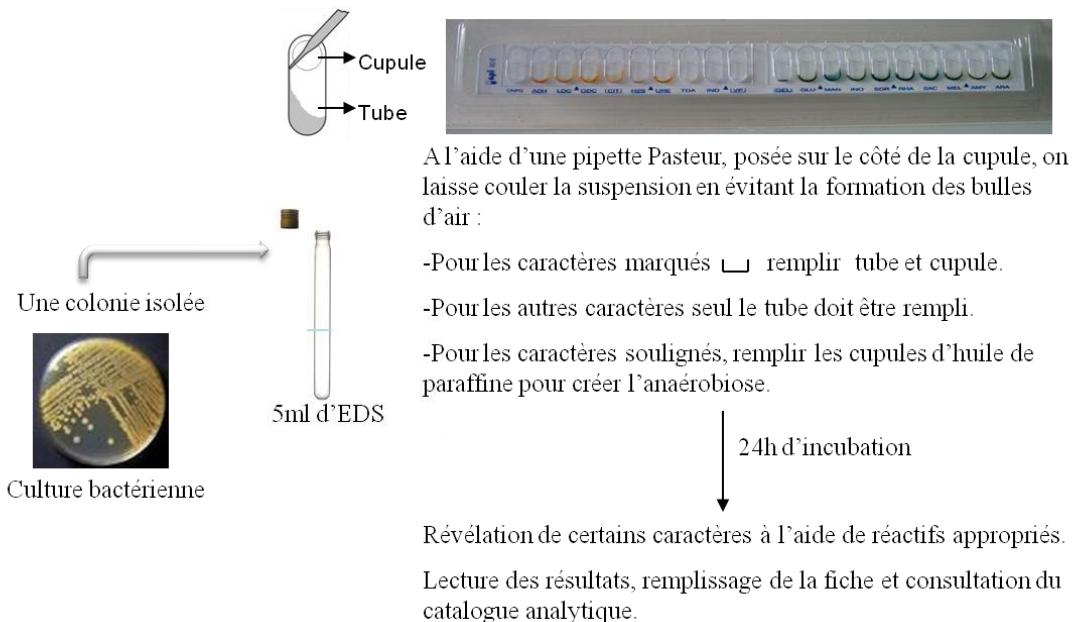


Figure 7 : Protocole d'identification biochimique par la microgalerie API 20 E.

Les réactifs de révélation de certains caractères biochimiques sont représentés en Annexe 2.

4.3.4. Conservation des isolats bactériens

La conservation des souches est réalisée dans des tubes en verre contenant 10 mL du milieu LB solide additionné de métaux lourds Cr, Fe et Al de concentrations respectivement 10-30-8 mg/L et solidifiés après inclinaison (gélose inclinée), à +4 °C. La conservation à long terme est réalisée dans le glycérol : 200 µL de glycérol stérile et 800 µL d'une préculture bactérienne, sont introduits dans un tube eppendorf stérile. Les tubes sont par la suite conservés à -20 °C.

5. TRAITEMENT DES LIXIVIATS PAR LES ISOLATS BACTÉRIENS

5.1. Choix des lixiviats

Les échantillons de lixiviats destinés à être traités par nos souches sont prélevés le mois d'avril 2015 au niveau de la décharge publique contrôlée de la ville de Fès. Ces lixiviats correspondent à des lixiviats jeunes. En effet, plusieurs travaux ont montré que les lixiviats âgés sont récalcitrants au traitement biologique du fait de leur richesse en matière organique non biodégradable (Li et al., 2010).

5.2. Isolats bactériens utilisés pour le traitement

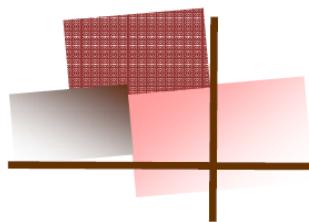
Pour le traitement des lixiviats par bioaugmentation, nous avons utilisé :

- Les isolats des milieux enrichis, séparément
- Le consortium constitué par les bactéries, isolées à partir du lixiviat jeune
- Le consortium constitué par l'ensemble des isolats des milieux enrichis

5.3. Traitement des effluents par les isolats bactériens

Les expériences sont réalisées dans des Erlenmeyers de 250 mL contenant 100 mL de lixiviats (Non dilué, dilué à 1/2 par l'eau distillée et finalement à 1/3, v/v). Les essais de traitement ont consisté à étudier l'effet de l'ajout (bioaugmentation) des cellules de différents isolats bactériens. Pour éviter les interactions avec les microorganismes indigènes présents naturellement dans le lixiviat, ces derniers sont stérilisés (autoclavage à 121 °C, 1 Bar, pendant 20 mn) puis inoculés par les cellules bactériennes (5%, v/v). Pour la préparation d'inoculum, 10 mL d'une culture cellulaire de 24 h sont prélevées, centrifugées à 6000 rpm pendant 10 min. Le culot est lavé deux fois avec l'eau distillée stérile avant d'être utilisé pour la bioaugmentation des lixiviats.

Les Erlenmeyers sont incubés à 30 °C, sous agitation à 150 rpm. Des témoins abiotiques sont préparés et incubés dans les mêmes conditions. Des aliquots sont prélevés chaque 3 h pour la détermination de la DCO, de la conductivité et de la coloration selon la norme AFNOR, (1997).



PARTIE III

RÉSULTATS ET DISCUSSION

1. CARACTÉRISTIQUES DES LIXIVIATS DE LA DÉCHARGE CONTROLÉE DE FÈS

Il est difficile de déterminer avec précision les propriétés des lixiviats vu que ces derniers évoluent dans le temps et dans l'espace (Schlumpf, 2001). Les résultats des analyses de quelques paramètres physicochimiques des lixiviats jeunes et âgés, réalisés au mois de Mai 2015 selon les techniques normalisées AFNOR, sont présentés dans le tableau 6.

1.1. Caractéristiques physico-chimiques

Tableau 6 : Caractéristiques physico-chimiques des lixiviats jeunes et âgés

	Lixiviat jeune	Lixiviat Agé
pH	5,76	8,43
DCO (mg/L)	30100	6500
MES (mg/L)	3500	Très faible
Conductivité (mS/cm)	21,1	27,7
Salinité (mg/L)	20,8	22,5

- **pH**

La valeur du pH du lixiviat jeune est de 5,76, alors que pour le lixiviat âgé, le pH est de 8,43. Ceci concorde avec les résultats trouvés par Li et al., (2010) : Le pH du lixiviat jeune est inférieur à 6,5 et pour le lixiviat stabilisé la valeur du pH est supérieure à 7,5. La valeur du pH du lixiviat jeune se situe hors de l'intervalle des limites de rejets indirects de la norme marocaine qui est compris entre 6,5 et 8,5 (Norme marocaine, 2002). Par contre la valeur du pH du lixiviat âgé se situe dans les limites des rejets. En effet, dans une décharge, la matière organique complexe est dans un premier temps hydrolysée en molécules simples, qui sont fermentées lors de l'acidogenèse en acides carboxyliques (ou acides gras volatils (AGV)), alcools et gaz. La formation d'AGV est responsable du faible pH (5-6) (Barlaz et al., 2002 ; Kylefors, 2002). Au fur et à mesure que la décharge vieillit et que les déchets se stabilisent, la charge organique diminue et les AGV se raréfient (20 à 30% de la charge du lixiviat), le pH du milieu augmente progressivement autour de 7-8 sous l'effet de la consommation des AGV (Kylefors, 2002).

• Température

La température est un élément essentiel dans le fonctionnement des écosystèmes aquatiques, elle dépend de l'ensoleillement et des échanges avec l'atmosphère. En fait, les saisons ont une grande influence sur les variations de température (Lagier et al., 2000).

La température joue un rôle très important pour l'épuration des lixiviats par les microorganismes car elle influence la vitesse de dégradation, en affectant le développement des bactéries et les réactions chimiques (Lei et al., 2012). Étant donné que chaque microorganisme possède une température optimale de développement, toute variation de température peut engendrer un déclin de croissance (Reinhart et Grosh, 1998).

La température de la saison de prélèvement étant de 30 °C, elle serait favorable au développement de la plupart des microorganismes

• Demande Chimique en Oxygène

La demande chimique en oxygène (DCO) représente la quantité d'oxygène consommée par les matières oxydables chimiquement contenues dans l'eau. Elle est représentative de la majeure partie des composés organiques mais également des sels minéraux oxydables (sulfures, chlorures.etc).

Les valeurs de la DCO obtenues dans cette étude sont de 30100 mg/L pour les lixiviats jeunes et de 6500 mg/L pour les lixiviats âgés. Cette différence serait due à la consommation de la matière organique oxydable par les microorganismes indigènes. En effet, dans une décharge, la matière organique complexe est dans un premier temps hydrolysée en molécules simples, qui sont fermentées lors de l'acidogenèse en acides carboxyliques ou AGV, alcools et gaz. La formation d'AGV est responsable de la forte charge organique dans les lixiviats produits (Barlaz et al., 2002 ; Kylefors, 2002). La forte charge organique des lixiviats jeunes serait apportée en grande partie par les déchets putrescibles et papiers-cartons (matière organique non synthétique) et par les plastiques (matière organique synthétique) (Lagier, 2000).

Alors que dans les décharges anciennes, les bactéries méthanogènes dégradent les produits de la phase précédente en biogaz (60 % méthane et 40 % dioxyde de carbone). La matière organique dissoute dégradable est consommée par la population microbienne indigène (Barlaz et al., 2002).

Toutefois, la DCO est très élevée aussi bien dans les lixiviats jeunes qu'âgés ; elle est supérieure aux normes de rejets indirects (1000 mg/L). Ceci montre le pouvoir polluant des lixiviats jeunes

et âgés. Leur évacuation dans le milieu naturel sans aucun traitement préalable peut engendrer des perturbations potentielles.

- **Matières en suspension**

Les matières en suspension (MES) représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux. Elles varient en fonction de la saison, de la pluviométrie, de la nature des rejets, etc. (Rodier, 1984). La valeur de MES enregistrée est de 3500 mg/L pour le lixiviat jeune, qui est largement supérieure à la norme Marocaine de rejets indirects (600 mg/L). Alors que pour les lixiviats âgés, la valeur de MES est presque nulle, ce qui serait dû à la précipitation et la décantation de la matière en suspension dans les casiers d'enfouissement des déchets et aux transformations physicochimiques qui ont lieu au cours de l'évolution des lixiviats, en particulier la formation de matières colloïdales. Des résultats similaires ont été rapportés par (Lou et al., 2009).

- **Conductivité électrique**

La mesure de la conductivité constitue une bonne appréciation du degré de minéralisation du lixiviat où chaque ion agit par sa concentration et sa conductivité spécifique. Les valeurs enregistrées sont de 21,1 mS/cm pour le lixiviat jeune et 27,7 mS/cm pour le lixiviat âgé. Cette forte conductivité électrique des lixiviats s'explique par une forte teneur en sels. D'après Christensen et al. (2001) les colloïdes ont une très grande affinité avec les ions métalliques lourds, donc plus il y'a de colloïdes, plus il y'a des sels métalliques et donc une forte conductivité électrique des lixiviats.

1.2. Caractéristiques bactériologiques

Après ensemencement de chaque dilution de lixiviat jeune et âgé sur milieu LB agar et incubation, le dénombrement de la flore aérobie mésophile revivifiable a donné pour le lixiviat jeune 61.10^4 UFC /mL et 10.10^4 UFC /mL pour le lixiviat âgé. Les résultats de l'observation des morphotypes des colonies bactériennes des lixiviats jeunes et âgés sont présentés, respectivement, dans les tableaux 7 et 8.

Tableau 7: Caractéristiques macroscopiques des colonies des isolats bactériens des lixiviats jeunes

Isolats	Couleur	Taille	Contour	Elévation	Bord	Forme	Opacité
S ₁	Jaune-Blanche	Non punctiforme	Irrégulier	Concentrique	Ondulé	Ronde	Opaque
S ₂	Jaune	Non punctiforme	Irrégulier	Plate	Ondulé	Ronde	Opaque
S ₃	Blanche	Non punctiforme	Irrégulier	Plate	Lobé	Irrégulièr	Opaque
S ₄	Blanche	Non punctiforme	régulier	Convexe	Régulier	Régulièr	Opaque
S ₅	Blanche	Non punctiforme	régulier	Plate	Régulier	Régulièr	Transparente
S ₆	Blanche	Non punctiforme	Irrégulier	Plate	Lobé	Rhizoïde	Transparente
S ₇	Blanche	Non punctiforme	régulier	Bombée	Régulier	Ronde	Opaque
S ₈	Blanche	Non punctiforme	Irrégulier	élevée	Lobé	Fusiforme	Opaque

*Si le diamètre de la colonie est inférieur à 1mm : punctiforme, non punctiforme pour le cas contraire.

Tableau 8: Caractéristiques macroscopiques des colonies des isolats bactériens des lixiviats âgés

Isolats	Couleur	Taille	Contour	Elévation	Bord	Forme	Opacité
S ₉	Blanche	punctiforme	régulier	Convexe	régulier	Ronde	Opaque
S ₁₀	Blanche	Non punctiforme	régulier	Convexe	régulier	Ronde	Opaque
S ₁₁	Blanche	Non punctiforme	régulier	Plate	régulier	Ronde	Opaque

*Si le diamètre de la colonie est inférieur à 1mm : punctiforme, non punctiforme pour le cas contraire.

D'après les tableaux 7 et 8, nous remarquons une diversité morphotypique des colonies formées par des bactéries aérobies. Cette diversité est plus importante dans les lixiviats jeunes (huit morphotypes différents) par rapport aux lixiviats âgés (trois morphotypes différents). Ce résultat serait dû à la différence de composition de la matière organique biodégradable et des éléments nutritifs nécessaire pour la croissance et le développement de la flore aérobie dans les lixiviats. En effet, au cours de l'évolution des lixiviats, le rapport DBO/DCO devient faible car la matière organique dissoute dégradable est consommée par la population microbienne indigène (Barlaz et al., 2002). La caractérisation des lixiviats jeunes et âgés a bien montré que ces derniers présentent des valeurs de DCO plus faibles. Par ailleurs, la complexité de leur composition sous forme de composés réfractaires et leurs teneurs élevées en NH₄-N (Alvarez-Vazquez et al., 2004 ; Renou et al., 2008b ; Li et al., 2010) les rend résistants à l'activité microbienne de biodégradation voir même un facteur limitant la prolifération des

microorganismes en comparaison avec les lixiviat Jeunes. D'où une population et une biodiversité de la flore bactérienne aérobie, moins importante que celle des lixiviat Jeunes.

2. CARACTÉRISATION ET IDENTIFICATION DES BACTÉRIES ISOLÉES APRÈS ENRICHISSEMENT

L'intérêt de l'isolement des bactéries après enrichissement dans des concentrations croissantes de métaux lourds, est d'avoir une flore bactérienne adaptée à la toxicité de ces éléments qui seraient présents dans les lixiviat. Ces bactéries auraient une potentialité pour le traitement biologique des lixiviat par bioaugmentation.

2.1. Caractéristiques des isolats sélectionnés

2.1.1. Caractéristiques macroscopiques

Après isolement et purification des bactéries des suspensions enrichis dans des métaux lourds Cr, Fe, Al de concentrations respectivement (10-30-5 mg/L), l'observation des colonies bactériennes de chaque isolat est réalisée. Les caractères macroscopiques de ces isolats sont présentés dans le tableau 9. Huit morphotypes bactériens sont distingués.

Tableau 9: Caractéristiques macroscopiques des colonies des isolats bactériens.

Isolats	Couleur	Taille	Conteur	Elévation	Bord	Forme	Opacité
E ₁	Jaune	punctiforme	Régulier	Convexe	Entier	Ronde	Opaque
E ₂	Jaune	Non Punctiforme	Régulier	Convexe	Ondulé	Ronde	Opaque
E ₃	Blanche	Non Punctiforme	Régulier	Bossue	Entier	Ronde	Opaque
E ₄	Jaune	Non Punctiforme	Régulier	Convexe	Entier	Ronde	Translucide
E ₅	Jaune	Non punctiforme	Régulier	Plate	Entier	Ronde	Opaque
E ₆	Jaune- Blanche	Non punctiforme	Régulier	Convexe	Entier	Ronde	Opaque
E ₇	Jaune	Non Punctiforme	Régulier	Plate	Entier	Ronde	Opaque
E ₈	Blanche	Non Punctiforme	Irrégulier	Plate	Entier	Irrégulièr	Transparente

*Si le diamètre de la colonie est inférieur à 1mm : punctiforme, non punctiforme pour le cas contraire.

2.1.2. Caractéristiques microscopiques : coloration de Gram

Sur les 8 isolats résistants aux métaux lourds sélectionnés, six sont Gram négatifs et deux sont Gram positifs (Tableau 10).

Tableau 10 : Résultats de la coloration de Gram des bactéries isolées.

Souches	Formes	Gram
E1	Bacille	Gram négatif
E2	Bacille	Gram négatif
E3	Bacille	Gram négatif
E4	Bacille	Gram négatif
E5	Bacille	Gram négatif
E6	Bacille	Gram négatif
E7	Bacille	Gram positif
E8	Bacille	Gram positif

2.2. Identification des isolats bactériens

Les isolats E1-E6 étant des bacilles Gram négatifs et oxydase négatifs, ils ont été identifiés par la méthode classique en utilisant les galeries Api 20E.

Les résultats des différents tests sont représentés dans le Tableau 11

Tableau 11: Résultats des tests biochimiques de la galerie Api 20E des isolats

Tests	E₁	E₂	E₃	E₄	E₅	E₆
ONPG	-	-	-	-	-	-
ADH	+	+	+	+	-	-
LDC	+	+	+	-	-	-
ODC	+	+	+	-	-	+
CIT	+	+	+	+	+	+
H₂S	+	-	-	-	-	+
URE	+	+	+	-	-	+
TDA	+	+	-	+	+	+
IND	+	+	-	-	-	-
VP	-	-	+	-	-	+
GEL	+	+	+	-	-	+
GLU	+	+	+	+	+	+
MAN	+	-	+	-	-	-
INO	+	+	+	+	+	-
SOR	-	-	+	-	-	-
RHA	-	-	+	-	-	-
SAC	-	-	+	+	+	-
MEL	-	-	+	-	-	-
AMY	+	-	+	-	-	-
ARA	+	-	+	-	-	-

L'identification est effectuée en utilisant le lien suivant : <http://bioeluard.lyceepauleluard.fr/index.php/ressources-en-ligne/identification-microbienne>.

En se basant sur les caractères biochimiques, l'identification du taxon *Salmonella spp* et *Aeromonas hydrophila* étaient extrêmement probable, mais elles étaient exclues pour deux caractères. Alors que les taxons *Serratia liquefaciens*, *Providencia rettgeri*, *Providencia stuartii*, *Proteus mirabilis* étaient extrêmement probable sans exclusion (Tableau 12).

Ainsi, les bactéries isolées sont surtout des bacilles Gram négatifs avec une dominance des entérobactéries qui sont des bactéries aéro-anaérobies facultatives. Des résultats similaires ont été rapportés par Boothe et al. (2001).

Tableau 12: Résultat de l'identification microbienne des isolats E1-E6, par galerie Api 20E.

Isolats	Taxon	Probabilité	Nombre d'exclusion(s)
E1	<i>Salmonella spp</i>	1,000	2
E2	<i>Aeromonas hydrophila</i>	0,996	2
E3	<i>Serratia liquefaciens</i>	1,000	0
E4	<i>Providencia rettgeri</i>	1,000	0
E5	<i>Providencia stuartii</i>	0,997	0
E6	<i>Proteus mirabilis</i>	1,000	0

3. TRAITEMENT DES LIXIVIATS DE LA DÉCHARGE CONTROLÉE DE LA VILLE DE FÈS

3.1. Traitement des lixiviats par des bactéries isolées après enrichissement

Nous avons effectué des essais de traitement des lixiviats non dilués et des lixiviats dilués à 1/2. Les résultats ont donné des taux d'abattement de la DCO très faibles ne dépassant pas 10 %. De ce fait, nous avons opté pour la dilution des lixiviats au 1/3 ; les essais de traitement par nos souches ont donné des résultats plus intéressants.

Ceci corrobore avec des résultats obtenus par Ceçen et Cakiroglu (2001) et Ceçen et Aktas (2004) qui ont rapporté que le traitement des lixiviats dilués augmente le pourcentage d'abattement de la DCO.

Les résultats obtenus sont présentés sur le tableau 13.

Tableau 13: Cinétique d'évolution de la DCO dans les lixiviats traités par les isolats bactériens des suspensions enrichies (unités en mg/L)

	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	Total (E1-E8)
T0	12000	11200	12200	13666	12300	11433	11766	11666	13000
T1 (3h)	11900	11000	12000	12500	11000	11400	11000	11000	10000
T2 (6h)	11000	10333	10666	11300	9000	10000	9933	11666	10666
T3 (9h)	9000	9166	9900	10000	10466	10200	9000	10133	10000
T4 (24h)	9000	8300	12000	9966	9000	9333	7566	7533	8033

Les résultats du tableau 13 montrent que le traitement des lixiviats par les isolats réduit généralement la DCO. La valeur minimale enregistrée après traitement est de 7533 mg/L, or la norme marocaine exige une valeur de rejet des lixiviats de 1000 mg/L pour la DCO. En effet, selon l'analyse bibliographique, il n'existe pas de travaux rapportant le traitement des lixiviats par des souches pures ou en consortium. Les traitements les plus efficaces des lixiviats sont surtout les combinaisons de traitement physiques/chimiques et biologiques

L'intérêt de ce travail réside dans la sélection de bactéries qui s'adAPTERAIENT à la toxicité des métaux lourds des lixiviats et qui auraient une forte potentialité de dégradation de la matière organique et donc la diminution de la DCO. Ces bactéries seraient par la suite utilisées pour la bioaugmentation de la boue activée du réacteur séquentiel discontinu (RSD).

Ainsi afin de sélectionner les isolats les plus performants en terme de dégradation de la matière organique, nous avons calculé le taux d'abattement de la DCO par chaque isolat ainsi que par le consortium constitué par l'ensemble des isolats. Les taux d'abattement sont présentés dans la figure 8.

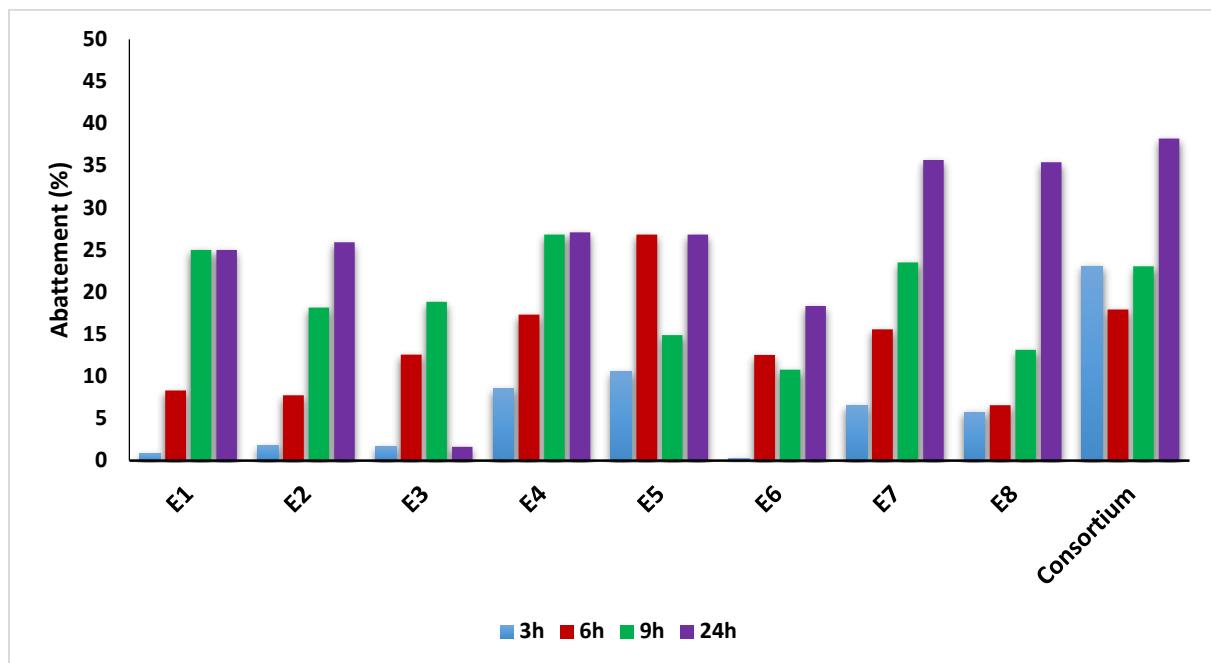


Figure 8: Cinétique d’abattement de la DCO dans les lixiviats traités par tous les isolats bactériens (E1-E8).

D’après la figure 8 représentant la cinétique de l’abattement, on peut remarquer que les isolats présentent un potentiel moyen de réduction de la DCO et une cinétique d’évolution de l’abattement par conséquent un rendement moyen vis-à-vis du traitement des lixiviats.

Au bout de 3 heures, on remarque que le taux d’abattement est très faible pour les différents isolats (de 0,29 % à 10 %). Par contre le consortium a montré un taux d’abattement atteignant 23 %.

Au bout de 6 heures nous remarquons une augmentation des taux d’abattement de tous les isolats (de 6,5 % à 26,82 %). Un taux d’abattement plus élevé est observé dans le cas du consortium (17 %).

En ce qui concerne le taux d’abattement au bout de 9 heures, il varie entre 10,78 % et 26,82 %, ce qui montre l’effet du temps de séjour sur le taux d’abattement.

Après 24 heures d’incubation, le taux d’abattement a atteint des valeurs plus importantes variant entre 1,6 % et 38,20 %. Une chute du taux d’abattement est observée chez la souche E3 et peut être expliquée par la mort des cellules. Cette mortalité pourrait s’expliquer par la présence des micropolluants organiques et minéraux qui ont un effet bactéricide.

Le consortium a montré un taux d'abattement plus élevé que les différents isolats. Ceci peut-être dû au fait de la diversité enzymatique et métabolique de chaque isolat formant ainsi une communauté biotechnologiquement intéressante.

3.2. Traitement des lixiviats par des bactéries non enrichies isolées à partir des lixiviats jeunes

Pour essayer d'améliorer le rendement du traitement des lixiviats, et en émettant l'hypothèse selon laquelle : «Les microorganismes isolés des lixiviats jeunes seraient performants dans le traitement par bioaugmentation de ces lixiviats» nous avons réalisé des essais en utilisant le consortium des bactéries non enrichies isolées du lixiviat jeune (S1-S8).

3.2.1. Évolution de la coloration, de la conductivité et de la salinité

Dans le but d'évaluer l'efficacité du traitement des lixiviats par le consortium de bactéries isolées directement des lixiviats jeunes (isolats S1-S8), nous avons effectué une comparaison de la conductivité, de la salinité et de la décoloration du lixiviat, avant et après traitement. Les résultats sont présentés dans le tableau 14.

Tableau 14: Détermination des paramètres conductivité, salinité et décoloration avant et après traitement de 7 jours par le consortium (S1-S8)

	Conductivité (mS/cm)	Salinité (mg/ L)	Décoloration
Avant traitement	23,4	14	0%
Après traitement	21,5	12,8	30 %

Après un temps de séjour de 7 jours, le traitement a permis un pourcentage de décoloration de 30 % ceci permet la mise en évidence de l'activité dépolluante des isolats bactériens. Nous remarquons également une réduction de la conductivité et de la salinité après traitement, ce qui serait dû à la consommation des sels minéraux par les bactéries.

3.2.2. Évolution de la DCO

Les résultats de l'évolution de la DCO dans les lixiviats traités par les isolats bactériens des lixiviats jeunes, au cours du temps sont présentés dans le tableau 15.

Tableau 15: Cinétique d'évolution de la DCO dans les lixiviats traités par les isolats bactériens des lixiviats jeunes

	DCO (mg/L)
T0	12000
T1 (3h)	10200
T2 (17h)	9600
T3 (24h)	8800

D'après les résultats, nous remarquons que le consortium (S1-S8) a permis une réduction de la DCO des lixiviats, avec un minimum de 8800 mg/L au bout de 24 h de traitement. Les taux d'abattements sont représentés dans la figure 9.

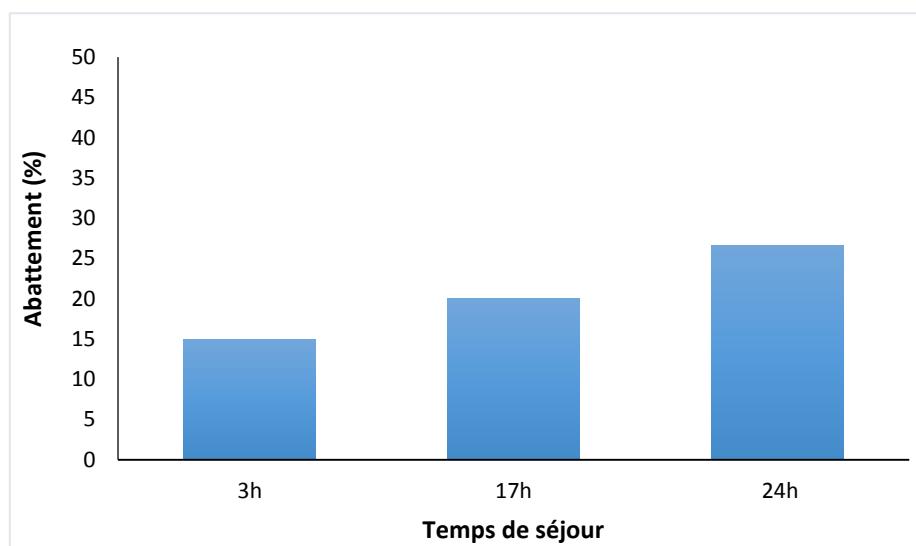
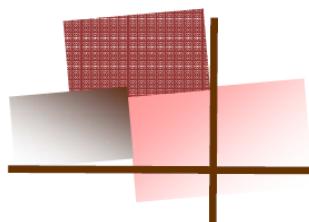


Figure 9: Cinétique d'abattement de la DCO dans les lixiviats traités par le consortium de bactéries isolées du lixiviat jeune (S1-S8)

Après 24h d'incubation, le taux d'abattement maximal atteint par le consortium des isolats non enrichis est de 26,66 %. Ce taux est plus faible que celui obtenu par le consortium obtenu après enrichissement. Ce dernier serait retenu pour le développement des travaux ultérieurs.

D'après les recherches qui ont été réalisées par El Fadel (2013) sur le traitement biologique des lixiviats par (RSD), un taux d'abattement de 86,99 % a été atteint. Ce taux reste toujours insuffisant vu l'exigence de la norme de rejet, donc une bioaugmentation avec nos isolats peut mieux augmenter le taux d'abattement de la DCO pour répondre à la norme nationale.



CONCLUSION GÉNÉRALE

Conclusion Générale

Les travaux mis en œuvre dans cette étude concernent une recherche qui s'intensifie au fil des années «Le traitement des lixiviats». Notre étude s'est focalisée sur l'isolement et la sélection de souches bactériennes en vue de les utiliser dans un procédé de traitement des lixiviats de la décharge contrôlée de la ville de Fès.

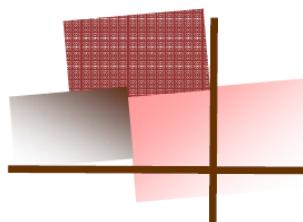
De ce fait, une comparaison entre les paramètres physicochimiques des lixiviats jeunes et âgés de la décharge a été effectuée dans le but d'évaluer la charge polluante des lixiviats. Les résultats ont montré que la DCO des lixiviats jeunes est très élevée atteignant une valeur de 30,1 g/L alors que dans le cas des lixiviats âgés, elle est de 6,5 g/L.

Les études bactériologiques ont permis de comparer la biodiversité des lixiviats jeunes et âgés. Les lixiviats jeunes ont montré une plus importante diversité de point de vue flore bactérienne indigène aérobiose.

Nous avons isolé 9 isolats bactériens, à partir des lixiviats jeunes. L'isolement des bactéries, à partir des bassins de stockage des lixiviats, après enrichissement dans des concentrations croissantes de métaux lourds, a abouti à la sélection de 8 isolats bactériens, dont 6 ont été identifiés par des méthodes biochimiques. Les bactéries identifiées sont : *Salmonella spp*, *Aeromonas hydrophila*, *Serratia liquefaciens*, *Providencia rettgeri*, *Providencia stuartii*, et *Proteus mirabilis*.

L'évaluation de la performance du traitement des lixiviats par nos isolats a été effectuée. Le consortium obtenu après enrichissement a montré un pouvoir dépolluant en terme d'abattement de la DCO plus important (38 %) que celui des bactéries isolées à partir des lixiviats jeunes (26 %).

Cette étude basée sur l'évaluation des performances épuratoires des isolats bactériens dans le traitement des lixiviats, permettrait de contribuer au développement d'un procédé combiné de traitement des lixiviats basé sur la bioaugmentation dans un système (RSD) couplé à un traitement physique. Ce procédé sera élaboré dans le cadre du projet «*Procédé innovant pour le traitement des lixiviats de la décharge contrôlée de la ville de Fès*».



RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

A

Ahn, W.Y., Kang, M.S., Yim, S.K., Choi, K.-H., 2002. Advanced landfill leachate treatment using integrated membrane process. Desalination 149 (1-3), 109-114.

AFNOR. (1997) Qualité de l'eau, recueil des normes françaises. 2e édition. AFNOR, Paris, 4 Vol.

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, issue 10, 1043-1049

Amokrane A., Comel C. and Veron J. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. Water Research 31, no. 11 (1997): 2775-2782.

Hamidi A., Yussoff, M. S., Adlan, M. N., Adnan, N. H., Alias, S., 2004. Physico-chemical removal of iron from semi-aerobic leachate by limestone filter. Waste Management 24 (4), 353-358.

B

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

Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Kjeldsen, P., Gabr, M.A., Borden, R.C., 2002, Critical evaluation of factors required to terminate the postclosure monitoring period at solid waste landfills, Environmental Science and Technology 36 (16), 3457-3464

Berrueta, J., Castrillon, L., 1992. Anaerobic treatment of leachates in UASB reactors. Journal of Chemical Technology and Biotechnology 54, 33-37.

Bertani G (2004). Lysogeny at mid-twentieth century: P1, P2, and other experimental systems. J Bacteriology 186 : 595-600.

Boothe D. D. H., Smith M. C., Gattie D. K., Das K.C (2001). Characterization of microbial populations in landfill leachate and bulk samples during aerobic bioreduction. Advances in Environmental Research, 5 : 285-294

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

C

Cambier P, Schvartz C, Van Oort F (2009). Contaminations métalliques des agrosystèmes et écosystèmes péri-industriels. P : 70.

Ceçen, F., Aktas, O., 2004. Aerobic co-treatment of landfill leachate with domestic wastewater. Environmental Engineering Science 21 (3), 303-312.

Chaudhari L.B., Murthy Z.V.P., Treatment of landfill leachates by nanofiltration, J. Environ. Manage. 91 (2010) 1209-1217.

Chofqi A. 2004, Mise en évidence des mécanismes de contamination des eaux souterraines par les lixiviats d'une décharge contrôlées (El Jadida Maroc) : Géologie, hydrogéologie, Géoélectrique, Géochimique et épidémiologie. Thèse Univ. El Jadida, Maroc, 250p.

Choi K., Ghosh S., Lim J., Lee C. M., Removal efficiency of organic contaminants on Si wafer by dry cleaning using UV/O₃ and ECR plasma, Appl. Surf. Sci. 206 (2003) 355-364.

Choo K.H., Lee C.H., Membrane fouling mechanism in the membrane-coupled anaerobic bioreactor, Water Res. 30 (1996) 771–1780.

Christensen T.H., Kjeldsen P., Albrechtsen H.J., Bjerg P.L. and Holm P.E. Attenuation in landfill leachate pollutants in aquifers. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 24 (1994): 119-202.

Christensen, T.H. and Kjeldsen, P., 1995, Landfill emissions and environmental impact: An introduction. In SARDINIA '95, 5th International Landfill Symposium, Proceedings, Volume III, T.H.Christensen, R. Cossu and R. Stegmann, Eds., CISA, Cagliari, Italy, 3

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

Chtioui H., Khalil F., Souabi S., and Aboulhassan M.A. (2008) Evaluation de la pollution générée par les lixiviats de la décharge publique de la ville de Fès. Déchets—revue francophone d'écologie industrielle - N° 49 - 1er Trimestre.

D

D.R. Reinhart, A.B. Al-Yousfi, The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics, Waste Manage. Res. 14 (1996) 337–346.

E

El Bouhali I., 2001 : Etudes physicochimique, Bactériologique et faunistique à l'interface superficiel/interstitiel de deux cours d'eau dans la vallée sud de l'ouest Fès. Thèse de Doctorat d'état Fac.sc.fès.

El-Fadel M., Bou-Zeid E., Chahine W and Alayli B. (2002) Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content, Waste. Manage. 22 /269-282.

El Fadel, H., 2013 Traitement chimique par coagulation-flocculation, biologique par SBR et physique par filtration des lixiviats de la décharge publique contrôlée de la ville de Fès. . Thèse de Doctorat d'état Fac.sc.fès.

F

Farquhar, 1989, Leachate: production and characterization, Canadian Journal of Civil Engineering 16, 317-325

G

GUPTA A.S., Hall effects on thermal instability, Rev. Roumaine Math. Pures Appl., 1967, 12,665–677.

H

Hamidi A.A., Salina A., Adlan M.N., Faridah, Asaari A.H and Zahari.M.S. (2007) Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes. Bioresource Technology 98 (2007) 218-220.

Horan, N. J., Gohar, H., Hill, B., 1997. Application of a granular actived carbon-biological fluidized bed for the treament of landfill leachates containing high concentrations of ammonia. Water Science and Technology 36 (2-3), 369-375.

I

Imai, A., Onuma, K., Inamori, Y., Sudo, R., 1998. Effects of pre-ozonation in refractory leachate treatment by the biological actived carbon fluidized bed process. Environmental Technology 19, 213-221.

J

Jokela, J. P. Y., Kettunen, R. H., Sormunen, K. M., Rintala, J. A., 2002. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate : low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification. Water Research 36 (16), 4079-4087.

K

Kesraoui Abdessalem A., Bellakhal N., Oturan N., Dachraoui M., Oturan M.A., Treatment of a mixture of three pesticides by photo- and electro-Fenton processes, Desalination. 250 (2010) 450-455.

Kettunen, R. H., Hoilijoki, T. H., Rintala, J. A., 1996. Anaerobic and sequencial anaerobic aerobic treatments of municipal landfill leachate at low temperatures. Bioresource Technology 58 (1), 31 40.

Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker A.P., Baun A., Ledin A. and Christensen T.H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 32, no. 4 (2002): 297-336.

Kylefors, K., 2002, Predictions of leaching from municipal solid waste (MSW) and measures to improve leachate management at landfills, Doctoral thesis, Luleå University of Technology, SE-971 87 Luleå, Sweden

Kurniawan T.A., Lo W.H., Chan G.YS, Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate, J. Hazard.Mater. 28 (2006) 80-100.

L

Lagier T., François V., Parlanti E., Lamotte M., Feuillade G and Matejka G. (2000) Comparative characteristics of humic substances and dissolved organic carbon of a sanitary landfill leachate. Proceedings IHSS, Tenth International Meeting of the International Humic Substances Society, Toulouse, 529-532.

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, 223-250.

Lei, L., Chun, Y., Jiangshan, L., Yu, T., 2012, The effect of temperature on landfill gas production with waste degradation, Advanced Materials Research 599, 570-573, doi: 10.4028/www.scientific.net/AMR.599.570

Linde, K., Jonsson, A.-S., Wimmerstedt, R., 1995. Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis. Desalination 101, 21-30.

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

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.

Loi n ° 28-00 relative à la gestion des déchets et à leur élimination. (B.O. n ° 5480 du 7 décembre 2006).

LOU Ziyang1, 2, DONG Bin2, CHAI Xiaoli2, SONG Yu2, ZHAO Youcail2, ZHU Nanwen
Characterization of refuse landfill leachates of three different stages in landfill stabilization process Journal of Environmental Sciences 21(2009) 1309–1314

Loukidou, M. X., Zouboulis, A. I., 2001. Comparaison of two biological treatment process using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. Environmental pollution 111 (2), 273-281.

M

Mansouri L. (2006) Caractérisation et dégradation des contaminants organiques dans les lixiviats par photolyse, Laboratoire de traitement et recyclage des eaux usées, Tunisie.

Manuel de formation sur la gestion des déchets solides, 2010, Formation des associations dans le domaine de l'environnement, Secrétariat d'Etat auprès du Ministère de l'Énergie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement, Chargé de l'Eau et de l' Environnement.

Martienssen, M., Schops, R., 1997. Biological treatment of leachate from solid waste landfill sites-Alterations in the bacterial community during the denitrification process. Water Research 31(5), 1164-1170.

Maynard, H. E., Ouki, S. K., Williams, S. C., 1999. Tertiary lagoons: a review of removal mechanisms and performance. Water Research 33 (1), 1-13.

McArdle; J. L., Arozarena; M.M., Gallagher; W. E., 1988, Treatment of hazardous waste leachate: Unit operations and costs, Pollution Technology Review n° 151, NDC.

Ministère de l'environnement du Maroc. (2002) « Normes marocaines, Bulletin officiel du Maroc », N° 5062 du 30 ramadan 1423. Rabat.

Morris, J.W.F. and Barlaz, M.A., 2011, A performance-based system for the long-term management of municipal waste landfills, *Waste Management* 31, 649-662

O

Orupold, K., Tenno, T., Henrysson, T., 2000. Biological lagooning of phenols-containing oil shale ash heaps leachate. *Water Research* 34 (18), 4389-4396.

Ozturk I., Altinbas M., Koyuncu I., Arikан O., Gomec-Yangin C., Advanced physicochemical treatment experiences on young municipal landfill leachates, *Waste. Manage.* 23 (2003) 441–446.

P

Peters T.A., Past and future of membrane filtration for the purification of landfill leachate, Proceedings of the 7th International Landfill Symposium Sardinia, Italy (1999) 335–344.

Piatkiewicz, W., 2001. A polish study : treating landfill leachate with membranes. *Filtration and Separation* 38 (6), 22-26.

Pokhrel, D., Viraraghavan, T., 2004. Treatment of pulp and paper mill wastewater - a review. *Science of the Total Environment* 333, 37-58.

Prescott L.M, Harley D.A, Et Klein D.A. (2003), Microbiologie, deuxième édition, Paris, 1136p.

Pronost R., Matejka G., Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères. Production, caractérisation, traitement, *Environnement & Technique*. 196 (2000) 25-29.

Programme de Gestion et de Protection de l'Environnement. Guide de surveillance des décharges contrôlées. Rabat, 2012.

<https://environnement.gov.ma/.../Guide%20de%20surveillance270312.pdf>

R

Rassam A., Bourkhiss B. A., et Bourkhiss M., Caractérisation des lixiviats et évaluation de la pollution de la décharge de la ville d'Al Hoceima, Maroc, Science Lib Editions Mersenne, 4 (2012) 120602.

Reinhart, D.R. and Grosh, C.J., 1998, Analysis of Florida MSW landfill leachate quality, Report #97-3, Florida center for solid and hazardous waste management

Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P., 2008a, Landfill leachate treatment: Review and opportunity, Journal of Hazardous Materials 150, 468-493

Renou, S., Poulain, S., Gagnaire, J., Marrot, B., Moulin, P., 2008b, Lixiviat de centre de stockage: déchet généré par des déchets, L'Eau, l'Industrie, les Nuisances 310, 37-43

Robert D., Malato S., Solar photocatalysis: a clean process for water detoxification, Sci. Total. Environ. 291 (2002) 85-97.

Robinson H.D. and Gronow J.R. A review of landfill leachate composition in the UK. Proceedings Sardini, Fourth International Landfill Symposium, Cagliary, Italy 1 (1993): 821-832.

Rodier J., Legube B., Merlet N., Coll. (2009). L'analyse de l'eau, 9ème édition. Ed. Dunod Paris. ISBN: 978- 2-10-054179-9.

Rodier J. (1984). Analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 7ème édition, Dunot, Paris.

Rouez, M., 2008, Dégradation anaérobie de déchets solides : caractérisation, facteurs d'influence et modélisations, Thèse de doctorat, INSA Lyon

Rubio, J., Souza, M. L., Smith, R. W., 2002. Overview of flotation as a wastewater treatment technique. Minerals Engineering 15, 139-155.

S

Schlumpf J. P., Trebouet D., Quemeneur F., Maleriat J. P. and Jaouen P. (2001) Reduction of refractory COD of pig manure and landfill leachate by nanofiltration. Revue des sciences de l'eau, 14/2 147-155.

Schrank S.G., Ribeiro dos Santos J.N., Santos Souza D., Santos Souza E.E., Decolourisation effects of Vat Green 01 textile dye and textile wastewater using H₂O₂/UV process, J. Photochem. Photobio A: Chem. 186 (2007) 125-129.

Silva, A. C., Dezotti, M., Sant'Anna Jr, G. L., 2004. Treatment and detoxication of a sanitary landfill leachate. Chemosphere 55 (2), 207-214.

Slack R., Gronow J. and Voulvoulis N. Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate. *Science of The Total Environment* 337, no. 1-3 (2005): 119-137.

S. Ledakowicz, K. Kaczorek, Laboratory simulation of anaerobic digestion of municipal solidwaste, *J. Environ. Sci. Health A39* (2004) 859–871.

Soudi Brahim Et Hamid Chrifi. Options de gestion des DSM dans les pays du Sud, Enda Maghreb, Rabat, 2007, 80 pages.

Syzdek, A. C., Ahlert, R. C., 1984. Separation of landfill leachate with polymeric ultrafiltration membranes. *Journal of Hazardous Materials* 9 (2), 209-220.

T

Tahiri A. A., F. Laziri, Yachaoui Y., S. El Jaafari, Tahiri A.H., 2014. Etude Des Polluants Contenus Dans Les Lixiviats Issus De La Décharge Publique De La Ville De Mèknes (Maroc), European Scientific Journal

Tatsi, A. A., Zouboulis, A. I., Matis, K. A., Samaras, P., 2003. Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere* 53 (7), 737-744.

Trebouet D., Schlumpf J.P., Jaouen P., Quemeneur F., Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical–nanofiltration process, *Water Res.* 35 (2001) 2935–2942

U

Uygur, A., Kargi, F., 2004. Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor. *Journal of Environmental Management* 71 (1), 9-14.

W

WALTERS K., The motion of an elastico-viscous liquid contained between concentric spheres, *Quart. J. Mech. Applied Math.*, 1960, 13, 325–333.

Williams, P. T., 2005, Waste treatment and disposal, 2nd Edition, J. Wiley and Sons Ltd

Worrell, W. A. and Vesilind, P. A., 2011, Solid Waste Engineering, 2nd Edition, CL Engineering

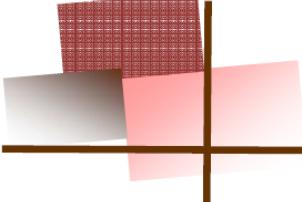
Z

Zaloum, R., Abbott, M., 1997. Anaerobic pretreatment improves single sequencing batch reactor treatment of landfill leachates. Water Science and Technology 35 (1), 207-214.

Zouboulis, A. I., Loukidou, M. X., Christodoulou, K., 2001. Enzymatic treatment of sanitary landfill leachate. Chemosphere 44 (5), 1103-1108.

Zouboulis, A. I., Jun, W., Katsoyiannis, A., 2003. Removal of humic acids by flotation. Colloids and Surfaces A : Physicochemical and Engineering Aspects 231 (1-3), 181-193.

Zouboulis A., Chai X., Katsoyiannis I., The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates, J. Environ. Manage. 70 (2004) 35–41.



ANNEXES

Annexe 1 : tests biochimiques de la galerie Api 20E

Test	Substrat	Caractère recherché
ONPG	Ortho-Nitro-Phényl-Galactoside	β -galactosidase
ADH	Arginine	Arginine dihydrolase
LDC	Lysine	Lysine décarboxylase
ODC	Ornithine	Ornithine décarboxylase
CIT	Citrate	Utilisation du citrate
H ₂ S	Thiosulfate de sodium	Production d'H ₂ S
URE	Urée	Uréase
TDA	Tryptophane	Tryptophane désaminase
IND	Tryptophane	Production d'indole
VP	Pyruvate de sodium	Production d'acétoïne
GEL	Gélatine emprisonnant des particules de charbon	Gélatinase
GLU	Glucose	Fermentation/oxydation
MAN	Mannitol	Fermentation/oxydation
INO	Inositol	Fermentation/oxydation
SOR	Sorbitol	Fermentation/oxydation
RHA	Rhamnose	Fermentation/oxydation
SAC	Saccharose	Fermentation/oxydation
MEL	Melibiose	Fermentation/oxydation
AMY	Amygdaline	Fermentation/oxydation
ARA	Arabionose	Fermentation/oxydation

Annexe 2: Réactifs de révélation (galerie Api 20E)

- **Perchlorure de Fer** : solution aqueuse à 10 %. Pour la révélation du tryptophane.
- **Réactif de Kovacs** : 5 gde Paradiméthylaminobenzaldéhyde, 75 mL d'alcool amylique et 25 mL d'HCl pur : Dissoudre l'aldéhyde dans l'alcool au bain-marie à 60 °C, refroidir et ajouter de l'acide goutte à goutte. Pour la révélation d'indole.
- **Lessive de potasse** : solution aqueuse à 40 %.
- **Alpha naphtol** : solution à 6 % dans l'alcool à 95° (conservation dans un flacon en verre au froid et à l'obscurité). La lessive de potasse et l'alpha naphtol pour la révélation de l'acétoïne.
- **Réactifs des nitrites** : **Réactif A** : solution à 0,8 % d'acide sulfanilique dans l'acide acétique 5 N.
- **Réactif B** : solution à 0,6 % d'alphanaphthylamine l'acide acétique 5 N.

Annexe 3 : La gamme de concentrations des métaux lourds détectées dans les lixiviats

Le métal	Gamme de concentrations (mg/L)	Standards d'eau portable en US (mg/L)	Standards d'eau portable en UK (mg/L)	Références
Cadmium	0,0001–0,4	0,005	0,005	Christensen et al., 2001
Nickel	0,0036–13	-	0,05	Christensen et al., 2001
Zinc	0,003–1000	5	5	Kruempelbeck and Ehrig, 1999 ; Christensen et al., 2001
Cuivre	0,002–10	1,3	3	Jensen and Christensen (1999) Christensen et al., 2001
Plomb	0,001–5	0	0,05	Christensen et al., 2001
Chrome	0–1,62	0,1	0,05	Jensen and Christensen (1999) Robinson and Gronow (1993)
Mercure	0,00005–0,16	0,002	0,001	Christensen et al., 2001
Arsenic	0,01–1	0	0,05	Christensen et al., 2001
Cobalt	0,005–1,5	-	-	Christensen et al., 2001