



UNIVERSITE SULTAN MOULAY SLIMANE  
Faculté des Sciences et Techniques  
Beni Mellal



Centre d'Etudes Doctorales : Sciences et Techniques  
Formation Doctorale : Ressources Naturelles, Environnement et Santé (RNES)

**THESE**

Presentée par

**Souaad BAATI**

Pour l'obtention du grade de

**DOCTEUR**

Spécialité : Géoscience de l'Environnement

**Traitement et Valorisation des Lixiviats de Transport  
des Déchets Ménagers par Production de Biogaz :  
Amélioration des performances de réacteur  
UASB par l'ajout de la Pulpe de Caroube**

Soutenue le 21/12/2020 à 10h devant la commission d'examen composé de :

President	: Pr. El Mostafa BACHAOUI	PES	FST	Béni Mellal
Rapporteur	: Pr. Abderrahim JAOUAD	PES	FSS	Marrakech
Rapporteur	: Pr. Aziz HASSIB	PES	FST	Béni Mellal
Rapporteur	: Pr. Abderrazek EL HARTI	PES	FST	Béni Mellal
Co-encadrant	: Pr. Abdelaziz EL BOUADILI	PES	FST	Béni Mellal
Directeur de these	: Pr. Abderrahmene EL GHMARI	PES	FST	Béni Mellal

# DÉDICACES

*A ma mère*

*Autant de phrases aussi expressives soient-elles ne sauraient montrer le degré d'amour et d'affection que j'éprouve pour toi.  
Tu n'as cessé de me soutenir et de m'encourager durant toutes les années de mes études,*

*A mon père*

*Tu as su te montrer patient, compréhensif et encourageant.  
Ta chaleur paternelle a été et sera toujours pour moi d'un grand réconfort.*

*A mon mari Abdelatif*

*Tes prières m'ont toujours accompagné, je t'offre en guise de  
Reconnaissance, ce travail qui, sans ton aide, ta générosité infinie, tes  
Encouragements n'aurait vu le jour.  
Nulle dédicace ne pourrait exprimer mes sentiments et mon profond  
Attachement.*

*A ma chère fille Rim*

*A ma petite fille et chérie Rim, tu es le premier cadeau que j'ai reçu. Tu es la lumière de ma  
vie et ma chère petite fille.*

*A mon prochain bébé*

*J'espère que tu es né en bonne santé et que je t'embrasse entre mes bras et voie ton visage  
eclatant*

*A mes sœurs Hind et Hajar*

*A mes frères Mohamed et Wassim.*

*A ma tante Hafida et son mari Abdighani et leur fille Meryem*

*A toute ma famille.*

*A ma chère amie Fatima Benyoucef, Salah, Amira et Yassir*

*A la famille Ait fqhah, Hassan, Hafida, Fatimazahra, zineb et la princesse Omnia*

*A tous mes amis.*

## REMERCIEMENTS

Ces travaux de recherche n'auraient pas pu être réalisés sans le soutien et l'aide de nombreuses personnes.

Ce projet de thèse a été réalisé en collaboration entre l'équipe de télédétection et SIG appliqués aux Géosciences et à l'Environnement, et le Laboratoire de Génie Industriel de la Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal au Maroc, Université Sultan Moulay Slimane.

Je remercie avec beaucoup de reconnaissance et de considération Professeur Monsieur Abderrahmene El GHMARI et Professeur Monsieur Abdelaziz EL BOUADILI, mes Directeurs de thèse, pour la confiance qu'ils m'ont témoignée en m'accueillant au sein de leurs laboratoires pendant ces années de recherche, pour leurs disponibilité, leurs conseils très précieux, leurs encouragements et leurs conseils très utiles et fructueux, qu'ils n'ont pas hésité à m'accorder. Malgré leurs nombreuses tâches et préoccupations.

Je remercie également l'Equipe de télédétection et SIG appliquées aux Géosciences et à l'environnement (Université Sultan Moulay Slimane), particulièrement Docteur Fatima BENYOUCEF, de m'avoir accueillie au sein l'exploitation de Kasba Tadla, et pour l'intérêt qu'elle a manifestée pour ce travail.

Mes plus vifs remerciements vont à Professeur Monsieur Abdelhadi MAKAN de l'Ecole Nationale des Sciences Appliquées d'Al-Hoceima pour la disponibilité, le soutien et l'aide au cours de toute ma période de thèse.

Mes plus vifs remerciements vont à l'équipe de l'exploitation de Kasba Tadla, pour la disponibilité, le soutien et l'aide au cours de toute ma période de thèse.

Merci à mes amis et collègues doctorants du laboratoire sans exceptions. Merci à Madame Nadia HOUARI et Monsieur Younes LAHBOUB.

Je suis très honoré par les membres de jury qui ont accepté de juger ce travail de thèse. Je les remercie très chaleureusement.

Je tiens tout particulièrement à remercier mon mari Abdellatif SBIRI pour la patience et le soutien moral qu'il m'a témoigné durant toute la période de ma thèse.

## Table des matières

INTRODUCTION GENERALE.....	1
CHAPITRE I : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE .....	4
I.    LES DECHETS SOLIDES ET ASSIMILES AU MAROC : COMPOSITION ET EVOLUTION .....	4
1.    Définition des déchets ménagers et réglementation .....	4
2.    Production des déchets ménagers et assimilés au Maroc .....	4
3.    Composition des déchets ménagers au Maroc.....	5
4.    Gestion des déchets solides au Maroc .....	7
4.1.    Collecte et transfert .....	7
4.2.    Elimination, Traitement et valorisation des déchets au Maroc.....	7
II.    LIXIVIATS DES DECHETS URBAINS.....	8
1.    Généralités.....	8
2.    Mécanismes de formation des lixiviats .....	9
2.1.    Mécanismes de la genèse des lixiviats .....	9
2.2.    Caractère des lixiviats .....	10
2.3.    Caractéristiques des lixiviats au Maroc .....	10
3.    Les phases d'évolutions des lixiviats .....	11
3.1.    Définition.....	11
3.2.    Types des lixiviats .....	11
3.2.1.    Les lixiviats jeunes .....	12
3.2.2.    Les lixiviats intermédiaires.....	12
3.2.3.    Les lixiviats stabilisés.....	12
4.    Quantification des lixiviats des décharges .....	12
5.    Composition des lixiviats .....	13
6.    Impact des lixiviats sur l'environnement et la santé humaine.....	13
6.1.    Pollution par les matières organiques et minérales .....	14
6.2.    Pollution par les métaux lourds .....	14
6.3.    Pollution par les microorganismes .....	14
III.    PROCEDES DE TRAITEMENT DES LIXIVIATS .....	14
1.    Généralités.....	14
2.    Les méthodes biologiques .....	15
2.1.    Traitement aérobie.....	15
2.2.    Traitement anaérobies .....	15
3.    Les méthodes physico-chimiques.....	16
3.1.    Flottation .....	16
3.2.    Coagulation-Floculation .....	17
3.3.    Précipitation chimique.....	17
3.4.    Adsorption .....	17
4.    Les méthodes membranaires .....	17
4.1.    La nanofiltration .....	17
4.2.    L'osmose inverse.....	18
5.    L'évaporation .....	18
6.    CONCLUSION .....	19
CHAPITRE II : PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE ET LES METHODES D'ANALYSE	20
I.    Présentation générale de la zone d'étude.....	20

1.	Localisation de la ville de Kasba Tadla.....	20
2.	Situation géographique.....	21
3.	Démographie .....	21
4.	Topographie.....	21
5.	Hydrogéologie .....	22
6.	Hydrologie.....	22
7.	Climatologie .....	23
7.1.	Température moyenne à l'ombre quotidienne de Kasba Tadla.....	23
7.2.	Précipitations en (mm) .....	23
7.3.	Humidité moyenne en (%).....	24
7.4.	Le vent.....	25
II.	Analyses des lixiviats de transport des déchets ménagers de Kasba Tadla.....	25
1.	Récupération des lixiviats.....	25
2.	Conservation des échantillons .....	26
3.1.	pH.....	26
3.2.	Conductivité électrique.....	26
3.3.	Demande chimique en oxygène.....	26
3.4.	Détermination des matières en suspension (MES).....	27
3.5.	Analyse des métaux lourds par ICP-AES (Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry) .....	27
3.6.	Surface spécifique .....	28
3.7.	Dosage des sucres totaux de la pulpe de caroube.....	28
3.8.	Mesure de volume du biogaz.....	29
<b>CHAPITRE III : TRAITEMENT DES LIXIVIATS DE TRANSPORT PAR VOIE ANAEROBIE : REACTEUR UASB (UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET) ET PRODUCTION DU BIOGAZ.....</b>		<b>30</b>
I.	Evolution du tonnage des déchets ménagers à la ville de Kasba Tadla.....	30
II.	Suivi de la production des lixiviats de transport des DM de la ville de Kasba Tadla .....	31
III.	Caractéristiques des lixiviats des DM du transport de la ville de Kasba Tadla.....	32
1.	Analyses des lixiviats et mesure des paramètres de pollution.....	32
1.1.	Potentielle d'hydrogène (pH) .....	32
1.2.	Conductivité électrique.....	32
1.3.	Matières en suspension.....	32
1.4.	Demande Chimique en Oxygène.....	33
1.5.	Eléments Traces Métalliques.....	33
2.	Mise au point du protocole expérimental .....	34
IV.	Traitement des lixiviats de transport des DM par UASB en mode dynamique avec différents TSH	35
1.	Suivi de la qualité des lixiviats de transport des DM au cours du traitement par UASB durant la période hivernale .....	35
1.1.	Paramètres physico-chimiques des lixiviats au cours du temps de séjours de 12 heures	35
1.2.	Suivi des paramètres physico-chimiques des lixiviats traité de transport au cours du temps de séjours de 24 heures .....	37
1.3.	Analyse des paramètres physico-chimiques des lixiviats traité de transport au cours du temps de séjours de 48 heures .....	38
1.4.	Analyse des éléments traces métalliques.....	40
1.5.	Evolution de la production du biogaz au cours du période hivernale en fonction du TSH	41

1.6.	Production du biogaz en fonction de la DCO pendant la saison hivernale .....	43
1.7.	Discussion .....	43
2.	Suivi de la qualité des lixiviats de transport des DM au cours du traitement par UASB durant la période estivale.....	45
2.1.	Suivi des paramètres physico-chimiques des lixiviats traité de transport au cours du temps de séjours de 12 heures .....	45
2.2.	Analyse des paramètres physico-chimiques des lixiviats traité de transport au cours du temps de séjours de 24 heures .....	47
2.3.	Paramètres physico-chimiques des lixiviats traité de transport au cours du temps de séjours de 48 heures .....	49
2.4.	Analyse des éléments traces métalliques.....	50
2.5.	Evolution de production du biogaz au cours du période estivale en fonction du TSH 51	
2.6.	Evolution de la production du biogaz en fonction de la DCO pendant la saison estivale 52	
2.7.	Discussions.....	52
3.	Comparaison de la production de biogaz pendant le traitement par UASB.....	54
<b>CHAPITRE IV : VALORISATION DU POTENTIEL METHANOGENE DES LIXIVIATS DE TRANSPORT AVEC PRODUCTION DU BIOGAZ DE DEUXIEME GENERATION A PARTIR DE LA PULPE DE CAROUBE .....</b>		<b>58</b>
I.	Généralités.....	58
1.	Distribution géographique.....	58
2.	Production mondiale.....	59
3.	Situation du caroubier au Maroc .....	60
4.	Composition de la pulpe.....	60
5.	Préparation de la caroube .....	61
6.	Dosage des sucres totaux dans la pulpe de la caroube .....	62
7.	Surface spécifique .....	62
II.	Composition physico-chimique des lixiviats avant l'ajout de la pulpe de caroube.....	62
1.	Production du biogaz des lixiviats de transport traité avec un TSH de 24 h.....	64
2.	Suivi de la production du biogaz au cours des deux saisons avec l'ajout de la pulpe de caroube .....	64
3.	Comparaison de l'évolution de biogaz en fonction de la taille de la pulpe de caroube....	66
III.	Production du biogaz avec un TSH 24 heures avec l'ajout de trois variétés de la pulpe de caroube .....	68
1.	Production du biogaz avec un TSH 24 heures sans l'ajout de la caroube .....	68
2.	Production du biogaz avec l'ajout de la pulpe de caroube .....	69
<b>CONCLUSION GENERALE .....</b>		<b>72</b>
<b>PERSPECTIVES.....</b>		<b>74</b>
<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....</b>		<b>75</b>
<b>ANNEXES .....</b>		<b>91</b>
<b>ARTICLE.....</b>		<b>91</b>
ANNEXE 1 : COMMUNICATIONS ORALES ET AFFICHEES .....		92
ANNEXE 2 : LES DONNEES CLIMATOLOGIQUES DE LA STATION DE KASBA TADLA EN 2014 .....		101
ANNEXE 3 : PHOTOS DES MATERIELS UTILISES ET DU REACTEUR .....		105

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau 1:</b> Comparaison des déchets au Maroc par rapport à la Tunisie, la France, et les États-Unis..	5
<b>Tableau 2:</b> Evolution de la composition des déchets ménagers au Maroc.....	6
<b>Tableau 3:</b> Composition des déchets ménagers dans certains Centres Urbains (%).....	6
<b>Tableau 4:</b> Evolution future de la production des déchets ménagers au Maroc.....	6
<b>Tableau 5:</b> Caractéristiques physico-Chimiques et Bactériologiques du lixiviat de la décharge d'Akreuch .....	11
<b>Tableau 6:</b> Caractéristiques principales des différents types de lixiviats de décharge.....	12
<b>Tableau 7:</b> Evolution démographique de la ville de Kasba Tadla à partir de 2015 au 2022.....	21
<b>Tableau 8:</b> Evolution des déchets ménagers réelle durant la période de 2015 à 2019 et prévisionnelle de 2020 à 2022 de la ville de Kasba Tadla.....	30
<b>Tableau 9:</b> Evolution des quantités des lixiviats de transport produites mensuellement durant les années 2015,2016 et 2017 .....	31
<b>Tableau 10:</b> Les valeurs moyennes de pH des lixiviats brut.....	32
<b>Tableau 11:</b> Suivi de la conductivité électrique moyenne .....	32
<b>Tableau 12:</b> Les valeurs moyennes de la MES des lixiviats bruts .....	33
<b>Tableau 13 :</b> Valeurs de la DCO des lixiviats bruts .....	33
<b>Tableau 14 :</b> Concentrations des éléments métalliques dans les lixiviats bruts de transport des DM de KT en 2015.....	34
<b>Tableau 15:</b> Suivi des paramètres physico-chimiques des lixiviats de transport des DM de KT en TSH de 12 h.....	36
<b>Tableau 16 :</b> Suivi des paramètres physico-chimiques des lixiviats de transport des DM de KT en TSH de 24 h.....	37
<b>Tableau 17:</b> Suivi des paramètres physico-chimiques des lixiviats de transport des DM de KT en TSH de 48 h.....	39
<b>Tableau 18 :</b> Concentrations en éléments métalliques dans les lixiviats traité de transport des déchets de KT pour les trois TSH (12 h, 24 h et 48 h) durant la période hivernale .....	41
<b>Tableau 19 :</b> Suivi des paramètres physico-chimiques des lixiviats de transport .....	45
<b>Tableau 20 :</b> Suivi des paramètres physico-chimiques des lixiviats de transport .....	47
<b>Tableau 21 :</b> Suivi des paramètres physico-chimiques des lixiviats de transport .....	49
<b>Tableau 22 :</b> Concentrations en éléments métalliques dans les lixiviats traité de transport des déchets de KT pour les trois TSH (12 h, 24 h et 48 h) durant la période estivale.....	50
<b>Tableau 23 :</b> Superficie (ha) du caroubier dans les pays producteurs, (FAOSTAT 2008) .....	59
<b>Tableau 24 :</b> Production mondiale de caroube (FAOSTAT 2010).....	60
<b>Tableau 25:</b> Composition chimique de la pulpe de caroube (Biner et al., 2007) .....	61
<b>Tableau 26:</b> Les classes granulométriques de la caroube utilisé dans le traitement.....	61
<b>Tableau 27 :</b> Surface spécifique de la pulpe de caroube .....	62
<b>Tableau 28 :</b> Caractéristique des lixiviats de transport brut pendant les deux saisons.....	63
<b>Tableau 29 :</b> Suivi des paramètres physico-chimiques des lixiviats de transport traité pendant l'été et l'hiver .....	63
<b>Tableau 30 :</b> Quantité de sucre dans trois variétés de la caroube.....	68

## LISTE DES FIGURES

<b>Figure 1 :</b> Vue schématique d'un réacteur UASB (Pâques, 2003).....	16
<b>Figure 2 :</b> Localisation géographique de la zone d'étude.....	20
<b>Figure 3:</b> Carte des altitudes de la zone d'étude.....	21
<b>Figure 4:</b> Carte de qualité globale des eaux superficielles ( Baati,2014) .....	22
<b>Figure 5:</b> Evolution des températures moyennes mensuelles à l'ombre durant la période entre Novembre 2013 et Octobre 2014 .....	23
<b>Figure 6:</b> Fluctuation des précipitations totale mensuelles moyenne de la ville de Kasba Tadla en (mm) durant la période de Novembre 2013 et Octobre 2014.....	24
<b>Figure 7:</b> Evolution de l'humidité moyenne mensuelle de la ville de Kasba Tadla durant la période de Novembre 2013 et Octobre 2014 .....	24
<b>Figure 8:</b> Evolution des vitesses du vent maximale instantanée quotidienne en (m/s) à la ville de Kasba Tadla durant la période entre le mois de Mars 2014 et Octobre 2014.....	25
<b>Figure 9:</b> Courbe d'étalonnage pour le dosage des sucres totaux .....	28
<b>Figure 10 :</b> Schéma du dispositif expérimental et du réacteur UASB et dispositif de recuperation des biogaz .....	35
<b>Figure 11:</b> Evolution des paramètres physico-chimiques des lixiviats traité durant .....	36
<b>Figure 12 :</b> Evolution des paramètres physico-chimiques des lixiviats durant .....	38
<b>Figure 13:</b> Evolution des paramètres physico-chimiques des lixiviats traité durant .....	39
<b>Figure 14:</b> Evolution de la production du biogaz au cours de traitement des lixiviats.....	41
<b>Figure 15:</b> Comparaison de volume du biogaz en fonction de la DCO pour les trois TSH au cours de la saison hivernale .....	43
<b>Figure 16:</b> Evolution des paramètres physico-chimiques des lixiviats durant .....	46
<b>Figure 17 :</b> Evolution des paramètres physico-chimiques des lixiviats durant .....	48
<b>Figure 18 :</b> Evolution des paramètres physico-chimiques des lixiviats durant .....	49
<b>Figure 19 :</b> Evolution de la production du biogaz au cours de traitement des lixiviats par UASB durant la période estivale avec des trois TSH.....	51
<b>Figure 20 :</b> Comparaison de volume du biogaz en fonction de la DCO pour les trois TSH au cours de la saison estivale.....	52
<b>Figure 21:</b> Comparaison de l'évolution de la production du biogaz au cours de traitement des lixiviats par UASB avec un TSH de 12 h.....	54
<b>Figure 22 :</b> Evolution de la production du biogaz au cours de traitement des lixiviats par UASB avec un TSH de 24 h.....	54
<b>Figure 23 :</b> Comparaison de l'évolution de la production du biogaz au cours de traitement des lixiviats par UASB avec un TSH de 48 h.....	55
<b>Figure 24 :</b> Comparaison de la production du biogaz entre les deux saisons pour différents TSH.....	56
<b>Figure 25 :</b> Volume de biogaz produit pendant les deux saisons avec un TSH de 24 h.....	64
<b>Figure 26 :</b> Quantité de biogaz produite pendant les deux saisons avec un TSH de 24 h.....	64
<b>Figure 27 :</b> suivi de la production du biogaz pendant les deux saisons avec un TSH de 24 h .....	65
<b>Figure 28 :</b> Evolution de la production du biogaz en fonction de la granulométrie de la pulpe de caroube. A : saison hivernale ; B : saison estivale .....	66
<b>Figure 29 :</b> Comparaison de l'évolution des cumuls des volumes de biogaz au cours de traitement des lixiviats avec l'ajout de la pulpe de caroube .....	67
<b>Figure 30 :</b> Volume de biogaz produit pendant les deux saisons avec un TSH de 24 h sans l'ajout de la caroube .....	68
<b>Figure 31 :</b> Quantité de biogaz produit pendant les deux saisons avec un TSH de 24 h et une taille de 710 µm (variété 1 : pauvre en sucre 35 %)......	69
<b>Figure 32 :</b> Volume de biogaz produit pendant les deux saisons avec un TSH de 24 h.....	70
<b>Figure 33 :</b> Quantité de biogaz produit pendant les deux saisons avec un TSH de 24 h.....	70



---

**Figure 34 :** Comparaison de l'évolution des volumes de biogaz au cours de traitement des lixiviats en 2017 par l'ajout des trois variétés de la caroube. .... 71

---

## GLOSSAIRE ET ABREVIATION

ABHOER : Agence du Bassin Hydraulique d'Oum Er Rbia

AGV : Acides Gras Volatils

CO<sub>2</sub> : Dioxyde de carbone

CH<sub>4</sub> : méthane

cm : centimètre

DBO : Demande Biochimique en Oxygène

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DM : Déchets Ménagers

ETM : Eléments Traces Métalliques

g/l : gramme par litre

ha : hectare

KT : Kasba Tadla

Kg : kilogramme

Kw/h : kilowatt par heure

kg/hab/j : kilogramme par habitant par jours

LPEE : Laboratoire Public d'Essais et d'Etudes

l : litre

l/h : litre par heure

m : mètre

MES : Matière En Suspension

MO : Matière organique

m<sup>3</sup>/j : mètre cube par jours

m<sup>3</sup>/h : mètre cube par heure

m/s : mètre par seconde

ml : millilitre

m<sup>3</sup>/mois : mètre cube par mois

mm : millimètre

m<sup>3</sup>/s : mètre cube par seconde

m/s : mètre par seconde

---

mol/l : mole par litre

ml : millilitre

mg/l : milligramme par litre

NE-SW : Nord Est - Sud West

ONEP : Office national de l'eau potable

pH : potentiel d'hydrogène

TSH : Temps de Séjours Hydraulique

T/an : Tonne par année

UASB : Upflow Anaerobic Sludge Blanket

% : Pourcentage

µm : micromètre

µS/cm : microsimece par centimètre

µg/l : microgramme par litre

µg/ml : microgramme par millilitre

## RESUME

Conscient de l'avenir prometteur des énergies vertes, le Maroc a hissé en priorité le développement des énergies renouvelables. Ces dernières représentent un gisement important sur l'ensemble du territoire national, elles constituent un choix stratégique et durable en vue d'alléger les effets de la lourde facture énergétique tout en contribuant à la protection de l'environnement. La biomasse constitue l'une des ressources d'énergie renouvelable que procède le Royaume et qui est avenir de développement. En effet, le biogaz, issu de la digestion anaérobie de matières organiques offre aussi une solution plus étendue sur le plan environnemental, par la réduction des émissions des gaz à effet de serre, en valorisant le méthane ( $\text{CH}_4$ ) qui a un pouvoir de réchauffement 21 fois plus supérieur que celui du dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ). Ainsi, pour atteindre une exploitation optimale de cette ressource verte, il est indispensable de développer et d'optimiser le processus de digestion anaérobie qui reste, jusqu'à l'instant, moins maîtrisée. Cette étude porte sur l'évaluation de la biomasse des lixiviats de transport produits par les déchets ménagers de la ville de Kasba Tadla et la valorisation de la production du biogaz. Afin d'aboutir à cet objectif, une série d'expériences a permis de suivre l'effet de plusieurs paramètres de fonctionnement du processus de la digestion anaérobie, tels que le pH, la température, la CE, la MES et la DCO sur l'efficacité du procédé de la production du biogaz. L'analyse des lixiviats de transport a montré une forte pollution organique biodégradable qui évolue au cours du temps. En effet, la charge polluante produite par jour en DCO est de l'ordre de 61 kg. En outre, la conductivité électrique est de 22886  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , tandis que le pH montre un caractère acide avec une valeur moyenne de 4,6. L'analyse des éléments traces métalliques a montré une importante concentration en fer qui est de l'ordre de 110 mg/l, tandis que les concentrations en Mn sont de 31 mg/l, Mg 12,4 mg/l, Cu 12,4 mg/l, Zn 9,8 mg/l et Pb 8,2 mg/l. Ces valeurs dépassent les normes de rejet. La Technique de traitement par UASB a présenté son efficacité par un abattement de la DCO de 94 % avec un TSH optimal et une température moyenne de 27 °C durant la période hivernale. Les conditions climatiques de la zone d'étude sont très favorable pour le fonctionnement de cette technique nous avons atteint un abattement de 96 % de la DCO pendant la période estivale, avec une température moyenne de l'ordre de 47 °C. Dans ces conditions de traitement, on a produit une quantité importante en biogaz qui est de l'ordre de 177 l, avec un TSH de 48 heures pendant la saison estivale. Dans le but d'améliorer les performances de la filière de biométhanisation on a ajouté la pulpe de caroube à notre processus de traitement pour produire le biogaz de la 2<sup>ème</sup> génération. Une quantité de 2 Kg de la pulpe de caroube a donné des résultats très importants. Au cours de toute l'année, nous avons enregistré un cumul maximal de biogaz de 160 l avec une taille de 500  $\mu\text{m}$ , et un volume total de 127 l pour la taille de 710  $\mu\text{m}$ . la production de biogaz est inversement proportionnelle à la taille de la pulpe ajoutée. De ce fait la granulométrie de la caroube ajoutée a un effet sur l'activité des micro-organismes, par l'accélération des réactions de la digestion des matières organiques polluantes existant dans les lixiviats. Et par la suite, une meilleure production de biogaz. Dans le deuxième essai on a testé trois variétés de la pulpe de caroube qui ont différenciée en teneur de sucres.

## ABSTRACT

Aware of the promising future of green energy, Morocco has prioritized the development of renewable energy. The latter represent an important source throughout the national territory, they constitute a strategic and sustainable choice in order to alleviate the effects of the heavy energy bill while contributing to the protection of the environment. Biomass is one of the renewable energy resources of the Kingdom, which is a future of development. Indeed, biogas, resulting from the anaerobic digestion of organic materials also offers a more extensive solution on the environmental level, by reducing emissions of greenhouse gases, by promoting methane (CH<sub>4</sub>) which has a warming power. 21 times higher than that of carbon dioxide (CO<sub>2</sub>). Thus, to achieve optimum exploitation of this green resource, it is essential to develop and optimize the process of anaerobic digestion which remains, until now, less controlled. This study concerns the evaluation of the biomass of transport leachates produced by household waste in the city of Kasba Tadla and the valorization of the production of biogas. In order to achieve this objective, a series of experiments has been measured the effect of several operating parameters of the process of anaerobic digestion, such as pH, temperature, EC, MES and COD on the process efficiency of biogas production. The analysis of transport leachates showed a strong biodegradable organic pollution which evolves over time. Indeed, the pollutant load produced per day in COD is of the order of 61 kg. In addition, the electrical conductivity is 22886  $\mu\text{S} / \text{cm}$ , while the pH shows an acidic character with an average value of 4.6. The analysis of metallic trace elements showed a high concentration of iron which is of the order of 110 mg / l, while the Mn concentrations are 31 mg / l, Mg 12.4 mg / l, Cu 12, 4 mg / l, Zn 9.8 mg / l and Pb 8.2 mg / l. These values exceed the rejection standards. The UASB treatment technique showed its effectiveness by a 94% reduction in COD with optimal TSH and an average temperature of 27 ° C during the winter period. The climatic conditions of the study area are very favorable for the operation of this technique. We achieved a reduction of 96% of the COD during the summer period, with an average temperature of around 47 ° C. Under these conditions of treatment, a large amount of biogas was produced which was of the order of 177 l, with a TSH of 48 hours during the summer season. In order to improve the performance of the biomethanisation process, the carob pulp has been added to our treatment process to produce the 2nd generation biogas. A quantity of 2 kg of carob pulp gave very important results. During the whole year, we recorded a maximum cumulative biogas of 160 l with a size of 500  $\mu\text{m}$ , and a total volume of 127 l for the size of 710  $\mu\text{m}$ . the production of biogas is inversely proportional to the size of the added pulp. As a result, the grain size of the locust bean added to an effect on the activity of the micro-organisms, by the acceleration of the reactions of the digestion of polluting organic matter exist in the leachates. And subsequently, better biogas production. In the second trial three varieties of carob pulp were tested, which differed in sugar content.

## ملخص

علمًا بالمستقبل الواعد للطاقة الخضراء، أعطى المغرب أولوية لتطوير الطاقة المتجددة. تمثل هذه الأخيرة مصدرًا مهمًا في جميع أنحاء الأراضي الوطنية، فهي تشكل خيارًا استراتيجيًا ومستدامًا من أجل التخفيف من آثار فائرة الطاقة الثقيلة مع المساهمة في حماية البيئة. تعتبر الكتلة الحيوية هي واحدة من موارد الطاقة المتجددة في المملكة، والتي هي مستقبل التنمية. في الواقع، فالغاز الحيوي، الناتج عن التحلل اللاهوائي للمواد العضوية، يقدم أيضًا حلاً أكثر شمولاً على المستوى البيئي، عن طريق تقليل انبعاثات الغازات الدفيئة، عن طريق تثمين الميثان ( $CH_4$ ) الذي يتمتع بقدرة على الاحتراق. 21 مرة أعلى من ثاني أكسيد الكربون ( $CO_2$ ) وبالتالي، لتحقيق الاستغلال الأمثل لهذا المورد الأخضر، من الضروري تطوير وتحسين عملية التحلل اللاهوائي التي تظل حتى الآن أقل تحكماً. تتعلق هذه الدراسة بتقييم الكتلة الأحيائية لعصارات النقل الناتجة عن النفايات المنزلية في مدينة قصبه تادلة وتثمين إنتاج الغاز الحيوي. من أجل تحقيق هذا الهدف، تم قياس سلسلة من التجارب تأثير العديد من العوامل المتحكمة في عملية التحلل اللاهوائي، مثل درجة الحموضة ودرجة الحرارة، CE، MES و DCO على كفاءة عملية إنتاج الغاز الحيوي. أظهر تحليل المواد المرتشحة للنقل تلوئاً عضويًا قويًا قابل للتحلل الحيوي يتطور مع مرور الوقت. في الواقع، فإن حمولة الملوثات الناتجة يوميًا في DCO تبلغ 61 كجم. بالإضافة إلى ذلك، تبلغ الموصلية الكهربائية 22886  $\mu S / cm$ ، في حين أن الرقم الهيدروجيني يظهر شخصية حمضية بمتوسط قيمة 4.6. أظهر تحليل العناصر النزرة المعدنية تركيزًا عاليًا من الحديد يصل إلى 110 مغ / لتر، في حين أن تركيزات المنغنيز هي 31 مغ / لتر، 12.4 مغ / لتر، النحاس 12، 4 مغ / لتر، زنك 9.8 مغ / لتر والرصاص 8.2 مغ / لتر. هذه القيم تتجاوز معايير التصريف.

أظهرت تقنية التطهير UASB فعاليتها من خلال تخفيض 94 % في DCO مع TSH الأمثل ومتوسط درجة الحرارة من 27 درجة مئوية خلال فترة الشتاء. الظروف المناخية لمنطقة الدراسة مواتية للغاية لتشغيل هذه التقنية، حيث حققنا انخفاضًا بنسبة 96 % من DCO خلال فترة الصيف، بمتوسط درجة حرارة حوالي 47 درجة مئوية. في ظل هذه الظروف من العلاج، تم إنتاج كمية كبيرة من الغاز الحيوي والتي كانت في حدود 177 لتر، مع TSH من 48 ساعة خلال موسم الصيف. من أجل تحسين أداء عملية إنتاج الميثان، تمت إضافة لب الخروب إلى عملية المعالجة لدينا لإنتاج الجبل الثاني من الغاز الحيوي. أعطت كمية 2 كيلوغرام من لب الخروب نتائج مهمة للغاية. خلال العام بأكمله، سجلنا كمية من الغاز الحيوي التراكمي بحد أقصى 160 لتر بحجم 500 ميكرون، وحجم كلي 127 لتر لحجم 710 ميكرون. إنتاج الغاز الحيوي يتناسب عكسيًا مع حجم اللب المضافة. ونتيجة لذلك، أضاف حجم حبة الخروب تأثيرًا على نشاط الكائنات الحية الدقيقة، وذلك بتسارع تفاعلات هضم المواد العضوية الملوثة الموجودة في العصارة. وبعد ذلك، إنتاج الغاز الحيوي أفضل. في التجربة الثانية، تم اختبار ثلاثة أنواع من لب الخروب، والتي تختلف في محتوى السكر.

## Introduction générale

La gestion des DM, ne peut se faire sans la prise en charge des lixiviats produits au niveau du transport ou dans la décharge. Les lixiviats des déchets ménagers et assimilés sont généralement des effluents très chargés en matière organique plus au moins biodégradable, en sels et en divers polluants organiques et inorganiques (Souabi et al, 2011). La production des lixiviats varie selon la composition et les caractéristiques des DM en particulier leur teneur en matière organique et en humidité. La composition physicochimique et biologique de ces effluents est par contre étroitement liée à la nature des déchets ménagers et à la présence d'autres fractions polluées (Kaschl et al, 2002, Trebouet et al, 1998, Nur Shaylinda M Z, 2012, Renou S et al, 2008, Del Borghi A et al, 2003). Plusieurs techniques sont aujourd'hui considérées comme potentiellement efficaces pour la dépollution et le traitement des lixiviats et sont appliquée à une échelle industrielle (Foresti E, 2001 ; Christophe.B, 2014). Les plus utilisées sont basés sur des traitements biologiques anaérobies, physicochimiques, l'évaporation forcée, l'osmose inverse et les techniques membranaires et plus particulièrement la nano-filtration couplée ou non au traitement biologique (Yamasaki A et al, 1996, Khattabi H et al, 2002 et Tânia. S et al, 2013, Benyoucef F et al, 2015). Au Maroc, les solutions techniques de dépollution des lixiviats ayant été expérimentées par certaines communes sont limitées à la recirculation des lixiviats sur les casiers d'enfouissement, et la dépollution par voie biologique dans des bassins aérés et l'osmose inverse. Toutes ces techniques se sont avérées inefficaces. Les rendements épuratoires du traitement biologiques sont en effet trop bas et la recirculation a entraîné des résultats plutôt négatifs avec la production de lixiviats de plus en plus concentrés en sels et en DCO dure (*Del Borghi et al, 2003, Christophe.B, 2014 et Di palma et al, 2002*).

Aujourd'hui, la consommation d'énergie, spécialement celle des combustibles fossiles causée par le développement rapide de l'économie provoque une augmentation de la concentration de gaz à effet de serre dangereux causes du réchauffement et changements climatiques. D'autre part, les réserves de combustibles fossiles deviennent bientôt finies à cause du rythme de consommation actuel, leur épuisement doit être envisagé. Il est donc nécessaire de diminuer la dépendance aux combustibles fossiles et d'explorer les nouvelles énergies renouvelables.

Le biogaz issu de méthanisation est un mélange inflammable composé principalement de méthane (CH<sub>4</sub>) et de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>). Ce biogaz est une source d'énergie renouvelable dans la mesure où il est issu de matières organiques d'origine végétale ou animale, dont les cycles de renouvellement sont courts. La méthanisation s'avère être un outil efficace de réduction des pollutions organiques et de production d'énergie. Les premières tentatives de production de biogaz en digesteur remontent aux années 1930 avec des procédés rustiques mais fiables : digesteur batch, fosse de méthanisation... Ces procédés sont largement utilisés dans des pays en recherche de substitut énergétique aux bois de combustion. Dans les années 1970, suite aux deux crises énergétiques pétrolières, de nombreuses études poussées sur cette technologie ont permis le développement de nombreuses unités. Le succès des bioréacteurs anaérobies d'épuration s'explique par les nombreux avantages par rapport aux procédés de traitement plus conventionnels : faible production de boue, espace d'installation minimum,

production de biogaz valorisable et grande adaptabilité aux effluents chargés en pollution organique (*Lettinga, 1995*)

Le présent travail a pour objectif de produire l'énergie verte par l'étude de la potentialité de traitement et valorisation des lixiviats de transport des déchets de la ville de Kasba Tadla. En effet, le traitement est réalisé par la technique de l'UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) avec la récupération du biogaz produit. Le choix de l'UASB est justifié par les conditions climatiques de la ville objet de cette étude où la saison estivale dure plus de 8 mois avec des températures qui dépassent 15 °C. Ces conditions sont considérées comme très favorables au traitement biologique anaérobie par UASB. (*Zeeman G and Lettinga G, 1999, Lettinga G et al, 1980 et Seghezzi L, 2004, Benyoucef et al, 2015*). Ce choix est également justifié à la fois par la simplicité de l'UASB, ce qui pourrait en faire une alternative pour de nombreuses petites et moyennes communes marocaines. Et la production du biométhane de 2<sup>ème</sup> génération à partir de la matière organique végétale des déchets. Dans notre cas l'étude de l'amélioration de la filière de biométhanisation est effectuée par l'ajout de la pulpe de caroube qui est un déchet secondaire de transformation du caroubier.

Le premier chapitre de cette thèse consiste en une synthèse bibliographique de la problématique des déchets ménagers au Maroc. On mettra l'accent sur les modes de gestion, la caractérisation et la valorisation de ces rejets. Ensuite, un aperçu sur les avantages et les inconvénients des techniques de traitement des lixiviats. Finalement, la genèse des lixiviats, leur composition physico-chimique et leurs techniques de traitements ainsi que leurs impacts sur l'environnement et la santé humaine, sont discutés.

Les dispositifs expérimentaux et les techniques de mesures sont décrits dans le deuxième Chapitre II. Ce dernier est reparti en deux parties. La première partie s'intéresse à la présentation de la zone d'étude. La situation géographique et administrative de la ville de Kasba Tadla, l'hydrologie, la géologie et la climatologie. Aussi l'évolution de la population dans cette ville qui s'accompagne avec une augmentation de la production des déchets.

La deuxième partie a été consacrée aux méthodes d'analyses utilisées durant cette étude, et le matériel utilisé pour réaliser ces essais expérimentaux.

Le chapitre suivant (Chapitre III) est principalement consacré aux résultats obtenus par les essais expérimentaux pour le traitement des lixiviats par UASB. En effet, dans un premier temps, les protocoles ont été mis en place et les pilotes des essais ont été construits et testés in-situ. Les essais de traitement ont été effectués en tenant en compte les variations climatiques (saison estivale et saison hivernale) et en fonction des différents Temps de Séjours Hydraulique (TSH).

Le dernier chapitre (Chapitre IV) est consacré à l'amélioration de la filière de biométhanisation par l'ajout de la pulpe de caroube pour la production du biométhane de 2<sup>ème</sup> génération.

Pour atteindre cet objectif dans un premier temps on a testé plusieurs classes granulaires avec un TSH fixe. Les essais expérimentaux ont été effectués sous des conditions climatiques variables deux saisons. Ensuite, on a testé l'influence de la teneur en sucre de la pulpe de caroube par l'utilisation des trois variétés sur l'activité microbienne et par la suite sur la production de biogaz. Enfin, une synthèse globale a été élaborée d'après les résultats obtenus afin de tirer les conclusions nécessaires et de renseigner sur une éventuelle gravité de pollution ou nature du



---

danger qui pourrait menacer l'environnement et la santé humaine par ces rejets, et donc la nécessité de traitement avec des techniques adéquate qui enregistrent une très grande efficacité du traitement et production d'une source d'énergie verte. Ce manuscrit se terminera par une conclusion générale et des perspectives.

## Chapitre I : Synthèse bibliographique

### I. Les déchets solides et assimilés au Maroc : composition et évolution

#### 1. Définition des déchets ménagers et réglementation

La question des déchets ménagers fait l'objet depuis les années 1990 d'une attention croissante qui s'est traduite par l'adoption de lois et de directives par le parlement marocain pour une amélioration et organisation du secteur des DM. En particulier, cette réglementation a hiérarchisé les mesures nécessaires pour assurer la valorisation et l'élimination des déchets ménagers. La législation nationale sur les déchets s'articule autour de l'objectif de réduction des déchets à la source, des principes de proximité, de transparence et de planification, de la promotion du compostage, du recyclage, de l'encadrement et de l'enfouissement où seuls les déchets ultimes devraient être enfouis.

La loi 28-00 relative à la gestion des déchets solides a pour objet de prévenir et de protéger la santé de l'homme, la faune, la flore, les eaux, l'air, le sol, les écosystèmes, les sites et paysages et l'environnement en général contre les effets nocifs des déchets (*Dahir n° 1-06-153 du 30 Chaoual, 2006*).

La loi 11-03 relative à la protection et la mise en valeur de l'environnement a pour objet d'édicter les règles de base et les principes généraux de la politique nationale dans le domaine de la protection et de la mise en valeur de l'environnement (*Loi n° 11-03, 2003*).

La loi 12-03 relative aux études d'impacts sur l'environnement permettant d'évaluer les effets directs ou indirects pouvant atteindre l'environnement à court, moyen et long terme suite à la réalisation de projets économiques et de développement et à la mise en place des infrastructures de base et de déterminer des mesures pour supprimer, atténuer ou compenser les impacts négatifs et d'améliorer les effets positifs du projet sur l'environnement (*Loi n° 12-03, 2003*).

#### 2. Production des déchets ménagers et assimilés au Maroc

Au Maroc, la production des déchets ménagers en 2013 a atteint une valeur de 6,852 millions de tonnes (*D.E. 1999 et RMHC, 2016*). Cette forte croissance est liée essentiellement à l'accélération du processus d'urbanisation, à l'amélioration du niveau de vie, à la modification des modes de vie des habitants, et à l'extension des activités touristiques et industrielles.

Sur le plan spatial, la production des déchets est fortement concentrée dans les régions de Rabat-Salé- Kenitra et Casablanca-Settat. Ceci est dû essentiellement à leur forte concentration démographique, et à la localisation des principales activités industrielles plus de 50% de la production industrielle (*RMHC, 2016*). En ce qui concerne les déclarations sur les déchets ménagers marocaines, près de 70% des déchets municipaux sont produits dans le milieu urbain, soit l'équivalent de 4,5 millions tonnes/an. Cette quantité correspond à une moyenne par habitant de l'ordre de 0,75 kg/ jour contre 0,3 kg/jour dans le milieu rural (*RMHC, 2016 et Cointreau, 2006*).

Pour une meilleure gestion, les déchets doivent être inventoriés et classés, en fonction de leur nature et de leur provenance. On peut classer les déchets solides du Maroc en trois grandes catégories, déchets ménagers, déchets médicaux, déchets industriels (PGPE, 2008).

Selon la loi marocain (*Loi 28-00*), un déchet est défini comme " Tout résidu d'un processus de production, de transformation, ou d'utilisation, toute substance, matériau produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon et qui sont de nature à produire des effets nocifs sur le sol, la flore et la faune, à dégrader les sites ou les paysages, à polluer l'air ou les eaux, à engendrer des bruits ou des odeurs, et d'une façon générale, à porter atteinte à la santé de l'homme et à l'environnement (*Article 1 de la loi du 15 juillet 1975 (n° 75-633)*).

### 3. Composition des déchets ménagers au Maroc

Les déchets ménagers au Maroc se caractérisent par des concentrations importantes en matières organiques, des pourcentages élevés en humidité et des concentrations faibles de matières minérales par rapport au pays développés comme la France et les Etats Unis (Tableau 1). Les modes de gestion de ces déchets ont connus des performances au cours des expériences de la gestion déléguée de ce secteur, et aussi les techniques de traitements de ces rejets sont très diverses et adaptable à la nature des déchets (*Rassam ; et al, 2012*).

**Tableau 1:** Comparaison des déchets au Maroc par rapport à la Tunisie, la France, et les États-Unis

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

Source : (*Rassam A, et al, 2012*)

Les déchets ménagers sont un mélange hétérogène de matériaux ayant des propriétés physiques et chimiques très différentes. Cette composition est largement déterminée par la nature des déchets et leur emballage ainsi que les pratiques de consommation, qui varient en fonction du niveau de vie et des habitudes culturelles (*Rassam et al. 2012, Hwang et al. 2012 ; Beylot & Villeneuve, 2013 ; Ezequiel et al., 2013 et Ajir, 2002*). L'analyse de l'évolution de la composition de ces déchets au Maroc (Tableau 2) montre une légère diminution des matières organiques au bénéfice d'autres produits, aucune variation significative n'a été mise en évidence.

**Tableau 2:** Evolution de la composition des déchets ménagers au Maroc

Principales composantes des déchets	1960	1990	1999
Matières organiques (%)	75	65 à 70	50 à 70
Papier-carton (%)	15	18 à 20	5 à 10
Plastique (%)	0,3	2 à 3	6 à 8
Métal (%)	0,4	1 à 3	1 à 4
Verre-débris de céramique (%)	0,6	1	1 à 2
Divers (%)	8,8	5 à 7	16
Densité (%)		0,4	0,4 à 0,5
Humidité (%)		65 à 70	70

Source : (DCI, 1992, DE, 1999)

Les données concernant les composantes des déchets sont relativement récentes et ne permettent donc pas d'étudier l'évolution de leur composition. Le tableau 3 donne la composition des déchets ménagers dans certains centres urbains. Les matières organiques représentent la principale composante suivie du papier-carton et du plastique qui a connu une augmentation importante de 0,3 % en 1960 à 8 % en 1999

**Tableau 3:** Composition des déchets ménagers dans certains Centres Urbains (%)

Constituants	Rabat	Salé	Agadir	Kasba Tadla
Matière organique	72	75	77	74
Papier-carton	9 à 14	10	6	3
Plastique	6 à 7	10	10	9
Métal	2	1	1,5	1
Verre-débris de céramiques	2	1,5	1,5	1,5
Divers	4 à 6	7,5	4	2,5

Sources : (MI, 1998 ; LPEE, 1999 ; ONEP, 1999 ; Benyoucef, 2017)

Les indicateurs donnés à l'échelle nationale permettent d'avoir une idée sur le gisement des déchets ainsi que sur la production journalière moyenne par habitant. Ces indicateurs permettent de situer le Maroc par rapport à des pays similaires. Le tableau suivant montre que la production des déchets au Maroc est semblable à celui d'autres pays du monde arabes et inférieur à celui des pays occidentaux. Le ratio de production au Maroc varie en fonction de la taille de l'agglomération (Karkouri, M, 2009).

**Tableau 4:** Evolution future de la production des déchets ménagers au Maroc

Déchets ménagers (T/an)				
Années	Population (x1000)	Urbain	Rural	Total
2005	30 484	5 220 000	2 380 000	7 600 000
2010	32 628	6 120 000	2 690 000	8 810 000
2020	36 914	8 400 000	3 450 000	11 850 000

Source : (DE, 2010)

Cette disparité dépend de nombreux paramètres entre l'année 2005 et l'année 2020, dont les plus importants sont :

- Le mode de vie des populations ;
- Le degré d'urbanisation ;
- Les spécificités de la région (touristique, agricole, industrielle, etc.)

#### **4. Gestion des déchets solides au Maroc**

##### **4.1. Collecte et transfert**

Au Maroc, la collecte des déchets est rarement performante, à l'exception de certains quartiers privilégiés. Le taux de collecte varie généralement de 70% à 100%, mais il est beaucoup plus faible dans les quartiers populaires (Zahrani, 2006). Dans ces cas, il n'est pas rare d'observer les habitants déposant leurs ordures dans les drains et les caniveaux ou dans les terrains vagues, provoquant ainsi l'obstruction des canalisations ou la création des dépôts sauvages et des points noirs. En raison de l'hétérogénéité des espaces urbains, les systèmes de collecte varient du porte-à-porte ou par conteneurisation. Les engins de collecte utilisés par les communes pour le ramassage des ordures ménagères sont très variés : camions, bennes tasseuses, benne satellites, benne type Paris et tracs (DGCL, 1991). Le système de ramassage par des bennes tasseuses n'est possible que dans les quartiers où ces véhicules peuvent accéder sans problèmes, pour le reste, la collecte se fait par porte à porte. D'une façon générale, le balayage, qui est le plus souvent manuel avec sceau et balai, n'est pas clairement distingué des activités de collecte proprement dite : les ouvriers chargés du ramassage des ordures passent une partie de leur temps à nettoyer les déchets autour des conteneurs, tandis que les employés chargés du balayage sont chargés de nettoyage des principaux boulevards transvasent occasionnellement les ordures dans des poubelles.

La collecte et le transfert constituent la partie la plus visible du système de gestion des déchets solides pour la population en milieu urbain. Ils absorbent une part considérable des budgets municipaux. Dans les pays industrialisés, les frais de collecte représentent 60 à 70% du total des dépenses, alors que ces frais dépassent les 70% dans les PED. Au Maroc les frais varient entre 70 et 90% de l'ensemble des frais de gestion des déchets solides (DGCL, 1991). Ainsi, il apparaît clairement que les services de collecte et d'élimination, même dans leur état partiel, coûtent chère aux communes. Même si le taux d'allocation des ressources à la collecte est très important, les services de collecte sont en général inefficaces en raison principalement de l'état vétuste du matériel et des déficiences de l'entretien. Le taux d'immobilisation des véhicules peut atteindre ou même dépasser 50%, la gestion déléguée de ce secteur permet d'aller vers un taux de collecte de 100% dans certain villes marocaines (Patpem-Prgds, 2005).

##### **4.2. Elimination, Traitement et valorisation des déchets au Maroc**

L'élimination des déchets au Maroc se fait dans des décharges sauvages (souvent des anciennes carrières ou lits d'oueds) ou par enfouissement dans des décharges contrôlées (CUSSTR, 2005). Les décharges sauvages représentent un danger pour la santé des populations, pour les ressources en eau et l'environnement en général. Parmi les risques sanitaires et les nuisances qui peuvent en découler il y a :

- Risques d'incendies ;

- Prolifération des rongeurs et des insectes ;
- Émanations de gaz toxiques et de gaz à effet de serre (CH<sub>4</sub> et CO<sub>2</sub>) nuisible pour le climat ;
- Odeurs nauséabondes ;
- Contamination du milieu récepteur (eaux de surfaces, eaux marines, eaux souterraines);
- Dégradation du paysage (pollution visuelle) ;
- Etc.

Conscient de cette problématique, le gouvernement a élaboré le programme National de gestion des déchets Ménagers et assimilés (PNDM). Ce programme vise, entre autre, la réalisation des décharges contrôlées et la réhabilitation de celles existantes. Le coût global de ce programme est estimé à 37 milliards de DH et concerne tous les centres urbains, y compris ceux ayant délégués leurs services de propreté à des opérateurs privés (RMSEM, 2012). Les objectifs du PNDM dans les 15 prochaines années sont :

- Assurer la collecte et nettoyage des déchets ménagers dans les centres urbains et atteindre un taux de collecte satisfaisant de 90% en 2015 et 100% en 2020 ;
- Réaliser des décharges contrôlées des déchets ménagers et assimilés au profit de tous les centres urbains (100 %). Cela permettra d'éviter la contamination des nappes phréatiques par le lixiviat et la récupération des biogaz.
- Réhabiliter toutes les décharges existantes, après fermeture (100 %) ;
- Professionnaliser ce secteur dans les agglomérations présentant un intérêt économique pour les opérateurs privés et un coût supportable pour les communes ;
- Organiser et développer la filière de « tri-recyclage-valorisation » pour atteindre le taux de 20 % en 2015 de récupération des déchets générés, avec des actions pilotes de tri à la source (RMSEM, 2012).

Actuellement, plusieurs villes ont réalisé des décharges contrôlées de déchets ménagers et assimilés. La gestion de ces décharges est, souvent, déléguée par les communes à des sociétés privées spécialisées dans ce domaine.

## **II. Lixiviats des déchets urbains**

### **1. Généralités**

L'eau est le vecteur principal de l'évolution d'une décharge. Les entrées d'eau dans une décharge sont constituées de précipitations météoriques directes auxquelles s'ajoute l'eau apportée par les déchets eux-mêmes et les eaux de ruissellement.

Dans le cas des décharges de classe II, c'est-à-dire de déchets non dangereux, l'eau favorise la transformation bio-physico-chimique des déchets, le fonctionnement d'une décharge peut alors être assimilé à un réacteur complexe à multi-compartiments (biologique, minéral et organique) qui sont en permanence en contact les uns avec les autres et qui réagissent de façon interactive. L'ensemble de ces phénomènes conduit à la génération de métabolites gazeux, du biogaz et à l'entraînement par l'eau de molécules très diverses qui donnent lieu à des lixiviats.

## 2. Mécanismes de formation des lixiviats

### 2.1. Mécanismes de la genèse des lixiviats

Les eaux apportées par les déchets s'écoulent à travers la masse de ces derniers, avec une vitesse et un débit qui dépendent de la porosité, de la perméabilité et de l'épaisseur du massif des déchets. Elles favorisent la biodégradation des matières organiques fermentescibles et produisent des lixiviats en se chargeant de substances organiques ou minérales provenant des déchets ou des produits de la dégradation des déchets. La formation des lixiviats met en jeu une grande diversité de phénomènes qui joueront plus ou moins en fonction de la nature des déchets et de l'infiltration des eaux. Ces phénomènes peuvent être répartis en deux catégories (*Charnay, 2005*) :

- **Les mécanismes physico-chimiques :** évolution du pH, de la salinité et du potentiel d'oxydoréduction des solutions percolant à travers les déchets ; ces solutions mettent en œuvre des mécanismes chimiques de solubilisation, oxydoréduction, adsorption, neutralisation et transfert de matière.
- **Les processus biologiques aérobies et anaérobies :** qui vont dégrader la fraction organique fermentescible des déchets. Les effets de cette activité microbiologique peuvent être multiples, directs ou indirects et déclencher des phénomènes physico-chimiques secondaires. Il en résulte alors une modification des conditions du milieu (pH, température, potentiel d'oxydoréduction) (*Colin, 1984*).

Tous ces processus sont gouvernés par la présence d'eau au sein du système. L'eau qui s'infiltré et qui n'est ni perdue par évaporation va permettre d'augmenter progressivement l'humidité du massif de déchets en profondeur (*Farquhar, 1989 ; Zahrani, 2005*).

#### **L'humidité des déchets a plusieurs rôles :**

- Elle est un vecteur de colonisation bactérienne de la surface externe et de la macroporosité des particules solides ;
- Elle constitue 80 % du matériel massique d'un micro-organisme (*Belle. É, 2008*)

Dès le dépôt du massif des déchets son humidité excède, les lixiviats sont formés par l'excédent d'eau qui percolait à travers la couche des déchets (*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, intrusion d'eau souterraine, teneur en eau initiale, irrigation, recirculation de lixiviats, dépôt 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, tassement, couverture, végétation, production de chaleur et de biogaz.

Le massif de déchets renferme une multitude de composants organiques et inorganiques solubles présents dès l'enfouissement ou générés par les processus biologiques de dégradation aérobie et anaérobie ou encore issus des mécanismes physico-chimiques résultant des interactions entre l'eau et les déchets (dissolution, complexation, oxydo-réduction,

adsorption...). Au cours du processus de lixiviation, l'eau qui percole au travers du massif solubilise ces composants et devient polluée. Il en résulte la formation de lixiviats.

Dans les modes modernes de la gestion des déchets et l'introduction des bennes tasseuses, une bonne partie des lixiviats est produite par le compactage des déchets lors de leur collecte. Les volumes générés sont assez importants par rapport à la totalité des déchets ce qui implique leur prise en charge et de proposer des solutions adéquates à leur traitement.

## 2.2. Caractère des lixiviats

Suivant le stade d'évolution biologique des déchets, trois types de lixiviats ont été distingués (*Renou et al., 2008 ; Neena et al., 2007*) :

Les lixiviats sont produits lorsque la teneur en humidité dépasse la valeur maximale de rétention qui est définie comme la valeur maximale de liquide que peut retenir un milieu poreux sans produire de percola (*El-Fadel et al., 2002*). Ce processus dépend de plusieurs facteurs :

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

Après la première dégradation aérobie au début de l'enfouissement, la première phase de décomposition anaérobie est une fermentation acide ; les percolas « jeunes » sont riches en Acides Gras Volatils (AGV) qui peuvent représenter jusqu'à 95% du carbone organique total, ce caractère acide du lixiviat permet de solubiliser les métaux présents dans les déchets. Au cours du temps, l'évolution biologique complémentaire consiste en une digestion anaérobie pendant laquelle les AGV sont métabolisés. Les produits résultants de cette métabolisation sont des biogaz (CO<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub> essentiellement). Dès lors, au fur et à mesure de son vieillissement, une décharge produira un lixiviat de plus en plus pauvre en AGV ou en petites molécules biodégradables (*Kanga et al., 2002*).

## 2.3. Caractéristiques des lixiviats au Maroc

Les études des lixiviats au Maroc ont montré que cet effluent est très chargé par des composantes toxiques. Par exemple, l'analyse des caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques du lixiviat de la décharge d'Akreuch (Région de Rabat-Salé) (Tableau 5), a révélé le danger considérable que présente le lixiviat pour les récupérateurs travaillant sur la décharge ainsi que pour les ressources naturelles. Le lixiviat analysé renferme de fortes teneurs en matières minérales et organiques. Des teneurs considérables de composés azotés, de phosphore total, de phénols, de détergents, ont été également décelés. Quant aux métaux lourds, les résultats obtenus par ces analyses n'ont pas révélé de concentrations alarmantes sauf pour le chrome. Enfin, la composante microbiologique a montré une concentration importante en germes indicateurs de pollution. (*REEM, 2012*)



**Tableau 5:** Caractéristiques physico-Chimiques et Bactériologiques du lixiviat de la décharge d'Akreuch

Paramètres étudiés	Fourchette de variation	Teneur moyenne
pH	7,4 - 8,3	7,8
Conductivité $\mu\text{S}/\text{cm}$	11 100 - 36 500	27 900
MES mg/1	800 - 3100	2100
MVS mg/1	600 - 1800	1200
DCO $\text{gO}_2 / 1$	4,7 - 6,1	6
DBO5 $\text{gO}_2 / 1$	1,3 - 1,4	2,3
$\text{NH}_4$ mgN/1	800 - 3100	2000
NTK mgN/1	970 - 3300	2300
P. total mgP/1	15 - 16	13
Détergents mgABS/1	4 - 71	25
Phénols mg/1	0,6 - 7	3,3
Pb $\mu\text{g}/1$	2 - 16	-
Cr $\mu\text{g}/1$	35 - 120	-
Se $\mu\text{g}/1$	< 1	-
Cd $\mu\text{g}/1$	< 1-5	-
As $\mu\text{g}/1$	2 - 3	-
Hg $\mu\text{g}/1$	< 1	-
Coliformes fécaux /100ml	$2,2 \cdot 10^3 - 5,1 \cdot 10^6$	-
Streptocoques fécaux /100ml	$5,4 \cdot 10^3 - 9,1 \cdot 10^7$	-

Source : (REEM, 2012)

### 3. Les phases d'évolutions des lixiviats

#### 3.1. Définition

Le lixiviat (jus de déchets) est défini comme tout liquide filtrant par percolation des déchets mis en décharge et s'écoulant d'une décharge ou contenu dans celle-ci (DE (99/ 31/ CE, 1999). Dans le cas des déchets, le lixiviat se charge de polluants organiques, minéraux et métalliques, par extraction des composés solubles par l'eau contenue dans ces déchets et ce liquide risquent ainsi de provoquer la pollution de la nappe phréatique et des eaux de surface (Gholamifard. S, 2009). La qualité chimique et microbiologique de ce liquide évolue au cours de la dégradation des déchets et reflète les phases de dégradation majoritaire. Les lixiviats ne peuvent être rejetés dans le milieu naturel sans un traitement visant à réduire la concentration des polluants à des valeurs seuils imposées par la réglementation. Les mécanismes de la genèse des lixiviats sont très complexes, ils sont de natures biologique et physico-chimique (Kulikowska et al., 2008 ; Colin, F., 1984 ; Khattabi. H., 2002)

#### 3.2. Types des lixiviats

Suivant le stade d'évolution biologique des déchets, trois types de lixiviats ont été distingués (Renou et al., 2008 ; Neena et al., 2007).:

### 3.2.1. Les lixiviats jeunes

Ces lixiviats se caractérisent par une charge organique élevée (*Kulikowska et al., 2008*) relativement biodégradable (seuil de biodégradabilité DBO5/DCO > 0,3). Ces lixiviats peuvent être chargés en métaux (jusqu'à 2 g/l) du fait de leur pH relativement bas ( $\leq 4$ ) Ils correspondent aux premières phases non méthanogènes de l'évolution d'une décharge (*IVS., 2004 ; Renou et al., 2008*).

### 3.2.2. Les lixiviats intermédiaires

Au fur et à mesure que la décharge vieillit et que les déchets se stabilisent, la charge organique diminue et les acides gras volatils se raréfient (20 à 30% de la charge du lixiviat) au profit de composés de hauts poids moléculaires. L'émergence de ces composés tend à diminuer la biodégradabilité du lixiviat (*Schlumpf et al., 2001*). De ce fait, le pH est voisin de la neutralité et la charge en métaux devient négligeable. Ces lixiviats correspondent globalement à la phase méthanogène stable (*Neena et al., 2007; Bohdziewicz & Kwarciak, 2008*).

### 3.2.3. Les lixiviats stabilisés

Ils sont caractérisés par une faible charge organique, composée essentiellement de substances humiques (acides fulvique et humiques) de hauts poids moléculaire (la DCO dépasse 3000 mg/l) qui sont réfractaires à la biodégradation (DBO5/DCO < 0,1). Ces lixiviats stabilisés correspondent à la phase de maturation de la décharge (*Kulikowska D.et Klimiuk E., 2008 ; Chang J.E., 1989*).

**Tableau 6:** Caractéristiques principales des différents types de lixiviats de décharge

	Lixiviats jeunes	Lixiviats intermédiaires	Lixiviats stabilisés
<b>Age de la décharge</b>	< 5 ans	5 à 10 ans	>10 ans
<b>pH</b>	< 6,5	6,5 à 7,5	>7,5
<b>DCO (g/l)</b>	10 à 20	5 à 10	< 5
<b>DBO5/DCO (biodégradabilité)</b>	>0,5 bonne	0,1 à 0,5 Assez faible	< 0,1 Très faible
<b>Acide Gras Volatils (% du COT)</b>	>70	5 à 30	< 5

Source : (*IVS., 2004*)

En résumé, les lixiviats d'une vieille décharge sont donc globalement moins chargés que ceux d'une jeune décharge mais plus difficiles à traiter. Sauf l'évolution dans le temps, la composition des lixiviats dépend certainement de la nature des déchets, de la présence ou l'absence de la matière organique fermentescible et des conditions climatiques conjuguées au mode d'exploitation du site.

## 4. Quantification des lixiviats des décharges

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*) :

$$P + E_D + R_1 = I + E + E_{TR} + R_2$$

- **P** : est le volume des précipitations ;
- **E<sub>D</sub>** : est le volume d'eau apporté par les déchets ;
- **R<sub>1</sub>** : 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<sub>TR</sub>** : est le volume d'eau éliminé par évapotranspiration réelle ;
- **R<sub>2</sub>** : 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.

## 5. Composition des lixiviats

Il est généralement reconnu que les lixiviats issus de déchets non dangereux contiennent plusieurs polluants majeurs classés en quatre groupes (*Christensen et al., 2001; Pronost R. et Matejka G., 2000*):

- Matières organiques dissoutes (DCO, COT, CH<sub>4</sub>...) ;
- Macro-composants inorganiques (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Fe<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) ;
- Eléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn) ;
- Composés organiques xénobiotiques (pesticides).

D'autres éléments traces d'importance secondaire peuvent être présents en très faibles quantités dans les lixiviats, entre autres : B, As, Se, Be, Li, Hg, Co... (*Kanga K H. et al, 2002*). D'autre part, les lixiviats peuvent aussi contenir certains micro-organismes pathogènes (*Sillet et al., 2001*). Plus de 200 familles de composés organiques ont pu être identifiées au cours des nombreuses études menées sur la caractérisation des lixiviats des décharges (*Öman et al., 2008 ; Öman et al., 1993*).

## 6. Impact des lixiviats sur l'environnement et la santé humaine

La majorité de la littérature en matière d'effets des lixiviats sur la santé proviennent d'études réalisées sur des populations vivant à proximité des décharges. Les travaux de plusieurs organismes ont mis en évidence que la contamination d'eaux souterraines ou de surface par les lixiviats constituait le risque les plus significatifs (*Johnson Barry., 1993 ; BAPE., 2003*).

La faune dans et autour de la décharge peut être touchée par les consommations de végétaux et/ou animaux contaminés (*DDSWM, 2010*).

Les plantes à proximité des décharges ouvertes peuvent être touchées directement par l'eau de lixiviat. Les décharges tendent à influencer le type et le nombre de plantes dans la région environnante (*Foo. et al., 2009*).

Sur les sites de décharges on rencontre essentiellement trois types de pollution : pollution par les matières organiques et/ou minérales, pollution par les métaux lourds et pollution par les microorganismes (*Kehila et al., 2007*).

## 6.1. Pollution par les matières organiques et minérales

La composition des lixiviats est une photographie de l'état des déchets à un certain moment de leur dégradation (*Christensen et al., 2001*), en étudiant plusieurs sites, ont défini les fourchettes de fluctuations de la composition physico-chimique des lixiviats d'ordures ménagères. La fraction minérale des lixiviats est essentiellement constituée de chlorures, sulfates, bicarbonates, potassium, sodium et ammonium. La partie organique est liée à l'âge des déchets. La matière organique peut se retrouver dans les eaux de surface et souterraines quand les conditions minimales d'enfouissement de déchets ne sont pas respectées.

## 6.2. Pollution par les métaux lourds

La migration des métaux lourds dans les sols à partir de décharge des déchets suite à lixiviation et leur infiltration vers les eaux souterraines met en jeu un grand nombre de phénomènes : solubilisation à pH acide, complexation par la matière organique de type humique, précipitation à pH basique, rétention des matières en suspension sur des particules de sol, adsorption des ions ou des molécules à la surface des grains de matrice poreuse, phénomène d'échange d'ions (*Lagier., 2000*).

## 6.3. Pollution par les microorganismes

L'effectif bactérien dans le lixiviats brut oscille entre  $0,04 \times 10^6$  et  $0,34 \times 10^6$  bactéries/ml. Plusieurs maladies hydriques sont causées par la consommation des eaux contaminées par les lixiviats qui contiennent des microorganismes pathogènes. Durant la dernière décennie, les problèmes relatifs à l'eau sont devenus de plus en plus importants, avec l'émergence de nouvelles maladies infectieuses et la réémergence d'autres qui sont déjà connues, (salmonelle, choléra, shigellose) (*Kehila et al., 2007*).

D'après une étude toxicologique officielle conduite dans 56 décharges de déchets municipaux au Cameroun (Bamenda et Yaoundé), 133 produits chimiques toxiques dont 32 causent le cancer, 10 causent des malformations et 21 causes des endommagements génétiques (*Foo et al., 2009*).

# III. Procédés de traitement des lixiviats

## 1. Généralités

Les lixiviats de la décharge sont des eaux usées à grande pouvoir polluante caractérisées par la présence d'un nombre significatif de polluants (organiques, inorganiques, dangereux). La qualité des lixiviats est variable d'une décharge à l'autre et en fonction du temps comme l'âge du site en particulier (*Kargi.et al., 2003 et Gálvez. et al., 2009*). Par conséquent, il est très difficile de formuler des recommandations générales pour leur traitement efficace (*Lema et al., 1988*). La sélection et l'application d'un procédé de traitement dépendent des caractéristiques de chaque décharge (*Sung et al., 1997*). Dans la plupart des cas, une combinaison de méthodes est nécessaire pour l'élimination efficace de la charge polluante des lixiviats (*Silva.et al., 2004*). Le choix du procédé à mettre en œuvre dépend de l'objectif du traitement. Cet objectif est déterminé par trois critères :

- la nature et les quantités des lixiviats à traiter ;

- les contraintes de rejets ;
- le coût de l'installation.

Il existe trois principaux procédés : biologique, physico-chimiques et membranaire (*Rubio et al., 2002*).

## 2. Les méthodes biologiques

### 2.1. Traitement aérobie

Les traitements biologiques aérobies font appel aux micro-organismes naturellement présents dans le milieu naturel pour dégrader les polluants présents. L'apport d'oxygène peut être naturel (le vent ou système de cascade) dans les petites installations de lagunage ou artificiel (turbine ou diffusion de microbulles) et dans les stations d'épuration de type "boues activées".

Les bactéries peuvent être libres (boue activée, lagunage) (*Mehmood et al., 2009 ; Bae et al., 1999*) ou fixées (lit bactérien, filtres plantés, filtres à sable, bio-filtre) (*Kornaros et al., 2006*).

Même si les processus aérobies se sont révélés efficaces pour l'élimination des polluants organiques et de l'ammoniac, beaucoup d'inconvénients nous mènent à se concentrer sur d'autres technologies.

Parmi ces inconvénients on cite :

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

### 2.2. Traitement anaérobies

Contrairement au traitement aérobie, la digestion anaérobie consomme peu d'énergie et produit très peu de matières solides. En outre, il est possible d'utiliser le CH<sub>4</sub> produit pour réchauffer le digesteur qui travaille habituellement à 35 °C.

La technique de traitement par UASB est une technique qui a été utilisée pour le traitement anaérobie des lixiviats dans de nombreux pays (Brazil, Mexic, Colombia, Cuba, Uruguay) (*Foresti E, 2001*), à une température ambiante proche de 20 °C et plus. Mais d'après Zeeman et Lettinga (1999), Ce système peut fonctionner même dans des conditions où la température est comprise entre 5 et 20 °C ce qui va garantir le fonctionnement du système sur toute l'année. Cette technique a été étudiée par de nombreux auteurs ces derniers années (*Liu et al., 2012*) et (*Sun et al., 2010*) ; elle a été développée vers les années 1970 pour le traitement des eaux usées de l'industrie d'agro-alimentaire au Pays-Bas (*Lettinga et al., 1980*). Ensuite ce système a été devenu plus performant pendant les années quatre-vingt et plus efficaces pour d'autres utilisations telles que le traitement des eaux usées domestiques.

A ce sujet plusieurs auteurs (*Foresti E., 2001 ; Zeeman and Lettinga , 1999 ; Lettinga et al., 1980 et Seghezzi L, 2004*) rapportent que le rendement du système est lié directement à la charge organique des effluents et au temps de séjour hydraulique (TSH) dans le réacteur.

L'abattement de la DCO après traitement par UASB atteint généralement des valeurs de l'ordre de 80% à 95% (Foresti E, 2001 ; Robinson et al, 2003 et Benyoucef, 2017).

Cette technologie, développée aux Pays-Bas, est apparue au niveau industriel à la fin des années 1970 après plusieurs années de mise au point (Yu et al., 2001). Ce système permet un gain de place par rapport aux systèmes fonctionnant en aérobie et a un coût de fonctionnement réduit (Rajeshwari et al., 2000). On peut aussi remarquer que l'UASB produit peu de boues, tout en produisant du biogaz que l'on peut valoriser. Les applications de ces réacteurs sont multiples. Il peut être utilisé pour le traitement des eaux usées des municipalités, des aciéries et fonderies, de l'industrie chimique, des installations de l'industrie agro-alimentaire, de l'industrie automobile et des pâtes et papiers (Bu'lock et Kristiansen, 1987; Vembu et Tyagi, 1990 ; Boulenger et Gallouin, 2009 ; Tay et Yan, 1996 ; Gonzalez et al., 1997; Ahn, 2002 ; Tchobanoglous et Burton, 1991 ; Driessen et Yspeert, 1999 ; Driessen et Vereijken, 2003 ; Seghezzi et al., 1998 ; Liu et Tay, 2002). Ces dernières années le procédé UASB a fait des preuves dans le traitement des lixiviats des déchets ménagers (Benyoucef, 2017).

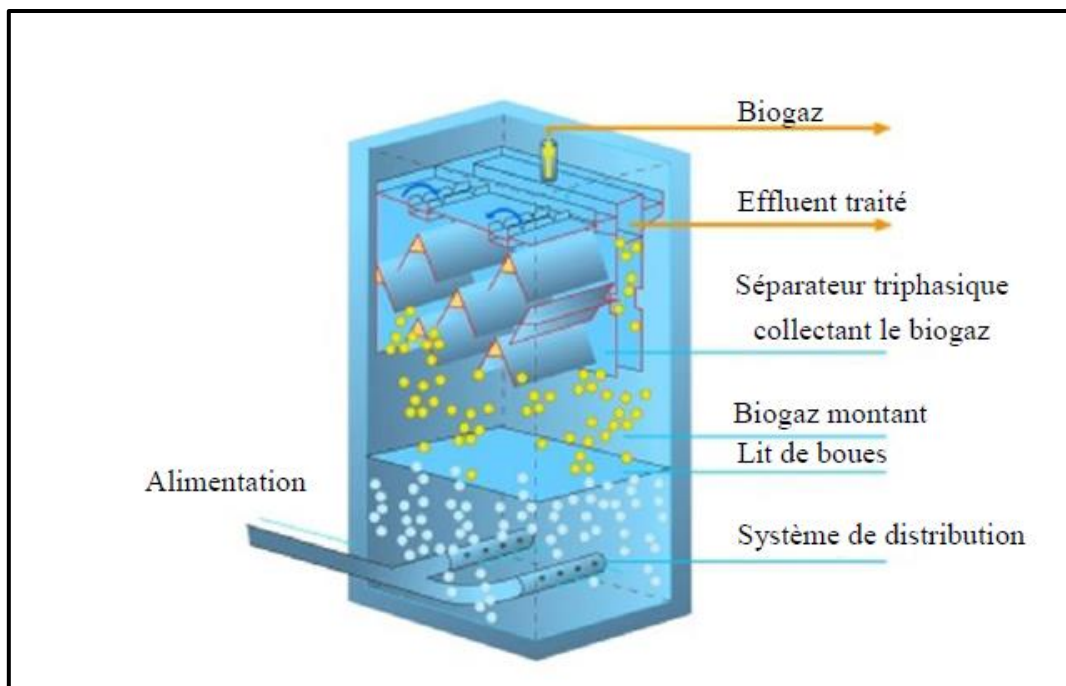


Figure 1 : Vue schématique d'un réacteur UASB (Pâques, 2003)

### 3. Les méthodes physico-chimiques

#### 3.1. Flottation

Pendant de nombreuses années, la flottation a été largement utilisée, elle est basée sur l'élimination des colloïdes, des ions, des macromolécules, des micro-organismes et des fibres (Rubio et al., 2002). Cependant, très peu d'études ont été consacrées à l'application de la flottation pour le traitement des lixiviats. cependant, (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 des lixiviats de décharges. Sous les conditions optimales, près de 60% d'acide humique a été éliminé.

### 3.2. Coagulation-Floculation

La Coagulation floculation peut être utilisée avec succès dans le traitement des vieux lixiviats (*Silva et al., 2004*). Elle est largement utilisée comme un prétraitement (*Amokrane et al., 1997*) avant l'osmose inverse ou avant les procédés biologiques ou encore comme la dernière étape de traitement afin d'éliminer la matière organique bio-récalcitrante.

Le sulfate d'aluminium, le sulfate ferreux, le chlorure ferrique et le chloro-sulfate ferrique ont été couramment utilisés comme coagulants (*Ehrig H.J., 1984*).

### 3.3. Précipitation chimique

La précipitation chimique a été utilisée pour l'élimination des composés de l'azote ammoniacal et des métaux lourds à partir des lixiviats (*Ozturk et al., 2003 ; Li et al., 2001 ; Çeçen et al., 2000*). Au cours de la précipitation chimique, les ions dissous dans la solution se transforment en composés insolubles par des réactions chimiques. De la même manière, les métaux présents dans la solution précipitent sous forme d'hydroxydes. Les inconvénients de la précipitation chimique sont :

- ✓ la forte dose de précipitant nécessaire ;
- ✓ la sensibilité du processus au pH ;
- ✓ la production de boues ;
- ✓ la nécessité de poursuivre l'élimination des boues (*Kurniawan et al., 2006*).

### 3.4. Adsorption

L'adsorption des polluants sur charbon actif, en colonne (*Lim et al., 2009*) ou sous forme de poudre (*Agha mohammadi et al., 2007 ; Li et al., 2010*), donne un bon taux d'abattement de la DCO par rapport aux méthodes chimiques et ce quelle que soit la concentration initiale de la solution en matière organique. Selon plusieurs travaux, le procédé d'adsorption sur charbon actif a été utilisé en conjonction avec des procédés biologiques pour le traitement des lixiviats (*Li et al., 2010 ; Morawe et al., 1995 ; Bu et al., 2010*). Rodriguez et al. (2004) ont étudié l'efficacité de différentes résines pour l'élimination de la matière organique bio-récalcitrante et ont montré que le charbon actif présente la plus forte capacité d'adsorption.

Les principaux inconvénients de ce procédé sont :

- ✓ la nécessité de régénérer fréquemment les colonnes ;
- ✓ la forte consommation de charbon actif (*Renou S et al., 2008*).

## 4. Les méthodes membranaires

### 4.1. La nanofiltration

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 (*Linde et al., 1995 ; Chaudhari et al., 2010*). Ce procédé a la capacité d'éliminer les particules d'un poids moléculaire supérieur à 300 Da. La nanofiltration utilise généralement des membranes en polymère moléculaire de coupure entre 200 et 2000 Da (*Pronost et al., 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 et al., 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.

#### 4.2. L'osmose inverse

L'osmose inverse semble être l'une des méthodes les plus prometteuses dans le traitement des lixiviats. L'application de l'osmose inverse pour le traitement direct des lixiviats a fait l'objet de nombreuses applications industrielles aux États-Unis, en Europe et en Asie (*Choo et al., 1996*), (*Peters et al., 1999*). En effet, plusieurs études effectuées à la fois à l'échelle du laboratoire et à l'échelle industrielle ont montré l'efficacité de ce procédé dans l'élimination des contaminants présents dans les lixiviats (*Linde et al., 1995* ; *Ushikoshi et al., 2002*). Les taux d'abattement de la DCO et des métaux lourds sont respectivement supérieurs à 98 et 99%. À partir de 1984, les modules tubulaires et spiraux ont été les premiers utilisés pour le traitement des lixiviats.

Une technologie innovante a été introduite sur ce marché en 1988 avec un grand succès, c'est le disque-tube-module (DT-module) mis au point par Pall-Exekia (*Renou et al., 2008*).

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

- ✓ la faible rétention des petites molécules qui passent à travers la membrane et la possibilité de dépôt de substances dissoutes ou en suspension à la surface externe de la membrane (*Renou S. et Poulain S., 2009* ; *Choo et al., 1996*) ;
- ✓ la forte consommation d'énergie. Peters (*Peters T.A., 1999*) a précisé que le coût de la consommation d'énergie représentait environ 60-80% du coût de traitement.

#### 5. L'évaporation

Cette technique a été beaucoup utilisée dans les décharges contrôlées de villes du Maroc, mais elle n'a pas donné satisfaction. Les raisons en sont principalement l'excès de lixiviats produits associé à une capacité de stockage limitée des casiers des décharges.

D'après *Braconnier et al (2008)*, *Hancock et al (2011)* et *Benyoucef (2017)* l'évaporation des lixiviats est fonction d'une part des facteurs météorologiques intervenant dans le processus d'évaporation (rayonnement solaire, température ambiante, humidité relative et spécifique de l'air, pression atmosphérique et vitesse du vent), et d'autre part de facteurs physiques du milieu intervenant dans le processus d'évaporation à savoir l'évaporation à partir des surfaces d'eau libre ou bien à partir d'un sol nu. L'évaporation d'une surface d'eau libre dépend des propriétés physiques et géométriques de cette surface (profondeur, étendue). La profondeur de la surface d'eau libre joue un rôle essentiel. D'une manière générale, une surface d'eau libre peu profonde sera sensible aux variations météorologiques saisonnières, tandis qu'une surface d'eau libre profonde le sera beaucoup moins par son inertie thermique, et présentera une dynamique d'évaporation nettement différente (*Zhang and Ramanathan, 1995*). L'étendue de la surface d'eau libre joue aussi un rôle important sur les quantités évaporées puisque l'évaporation, à vitesse du vent égale, est proportionnelle à la surface évaporant ainsi qu'à l'humidité relative de



l'air (*Braconnier et al, 2008, Nameche et Vassel, 1999, Vincon-Leite et al, 1989*). L'évaporation forcée exige un apport de chaleur par le rayonnement solaire mais aussi entre l'air ambiant et le lixiviat par conduction à l'interface des deux milieux. La chaleur du fluide mobile (air ambiant) étant apportée par convection, un accroissement de la vitesse du fluide peut créer un état de turbulence du liquide, générant alors une convection turbulente qui facilite considérablement les échanges de chaleur et accélère donc l'évaporation (*Benyoucef, 2017*). Elle a déjà été étudiée par plusieurs auteurs mais généralement en couplage avec d'autres techniques telles que l'osmose inverse ou l'ultrafiltration (*Di Palma et al, 2002, Xu et al, 2006, Yamasaki et al, 1996*).

## 6. Conclusion

La gestion inadéquate des déchets ménagers est un problème majeur qui affecte l'environnement, la santé humaine et le développement durable des villes et des pays. Les études portant sur la mise en décharge des ordures ménagères dans les pays en voie de développement ont permis de constater que la situation est très préoccupante. Les sites d'enfouissement sont généralement choisis au hasard et sans aucune étude préalable, sans la prise en compte des impacts environnementaux. Pendant de nombreuses années, les traitements biologiques et physicochimiques ont été considérés comme les procédés les plus appropriés pour la dépollution des effluents tels que les lixiviats. Pour traiter des lixiviats immatures, les traitements biologiques s'avèrent efficace, par contre, pour traiter des lixiviats plus matures contenant plus de composés réfractaires, on a eu recours aux procédés physico-chimiques. Durant ces deux dernières décennies, de nouvelles réglementations concernant les produits toxiques sont devenues obligatoires étant donné l'augmentation des risques sur la santé publique et sur l'environnement. Les traitements conventionnels ne sont plus alors suffisants, ce qui implique la nécessité de développer de nouveaux procédés de traitement plus efficaces et plus propres. Nombreuses technologies de traitement ont été alors développées dans le but de faire face à ces problèmes, Parmi ces technologies on cite le procédé anaérobie UASB ce dernier est particulièrement approprié pour le traitement des lixiviats contenant des composés organiques biodégradables. Ils offrent de nombreux avantages en comparaison avec les procédés biologiques aérobie et physico-chimiques.

## Chapitre II : Présentation de la zone d'étude et les méthodes d'analyse

### Introduction

Ce chapitre s'attache à la présentation du cadre géographique et géologique de la ville de Kasba-Tadla. Pour la morphologie, on s'intéressera à l'altitude, la pente, aux réseaux hydrographiques et la description des éléments socio-économiques. En ce qui concerne le climat, c'est surtout la pluviométrie et la température de la station de Kasba Tadla, qui seront traitées et qui nous ont permis de calculer certains indices qui caractérisent le climat de la zone d'étude. La géologie, l'hydrologie, la pédologie de la zone d'étude seront aussi abordées.

Dans la deuxième partie de ce chapitre nous avons présenté les matériels et les méthodes utilisées pour l'étude de traitement des lixiviats issus des déchets ménagers de KT au cours du transport vers la décharge. Tels que les expériences pratiquées in situ sur le réacteur installé à cette fin et aussi toutes les analyses physicochimiques réalisées au niveau du laboratoire, selon les normes internationales.

### I. Présentation générale de la zone d'étude

#### 1. Localisation de la ville de Kasba Tadla

La ville de Kasba Tadla est située sur la rive droite d'Oued Oum Er Rbia aux pieds du moyen Atlas. Sur la route nationale N° 8 reliant la ville de Marrakech à Fès, entourée par la ville de Béni Mellal, Fkih Ben Salah, Boujaad et la ville d'Elksiba. Elle appartient à la province de Béni Mellal qui fait partie de la région de Béni Mellal- Khénifra.

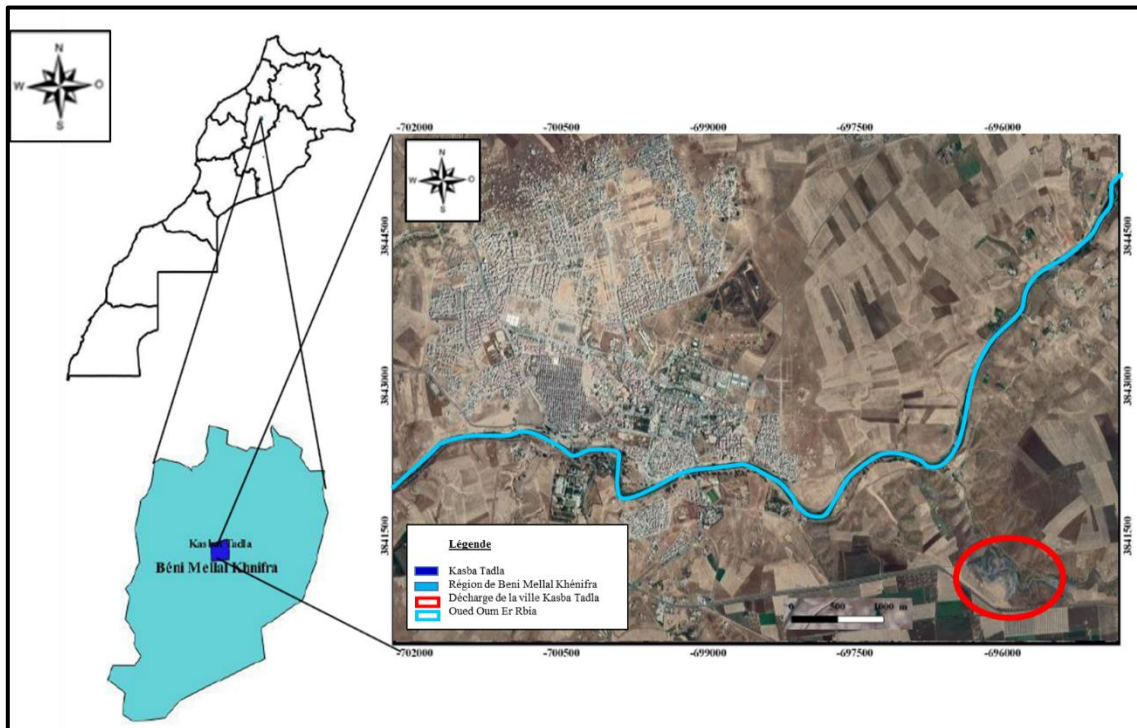


Figure 2 : Localisation géographique de la zone d'étude

## 2. Situation géographique

La ville de Kasba Tadla est située à une altitude de 518 mètres avec une latitude de 32°32' Nord et une longitude de 06°17' degré vers l'Ouest.

## 3. Démographie

Selon le recensement général de la population et de l'habitat de 2014, la ville compte 44898 habitants et 8858 ménages. Elle a passé d'une valeur de 45131 en 2015 pour atteindre 54797 habitant en 2022 selon les prévisions. La région a enregistré un taux d'accroissement annuel moyen s'élevant à 1,1%. Ce dernier reste inférieur à celui enregistré au niveau de l'ensemble du Maroc (1,4%) (DRTA, 2012).

**Tableau 7:** Evolution démographique de la ville de Kasba Tadla à partir de 2015 au 2022

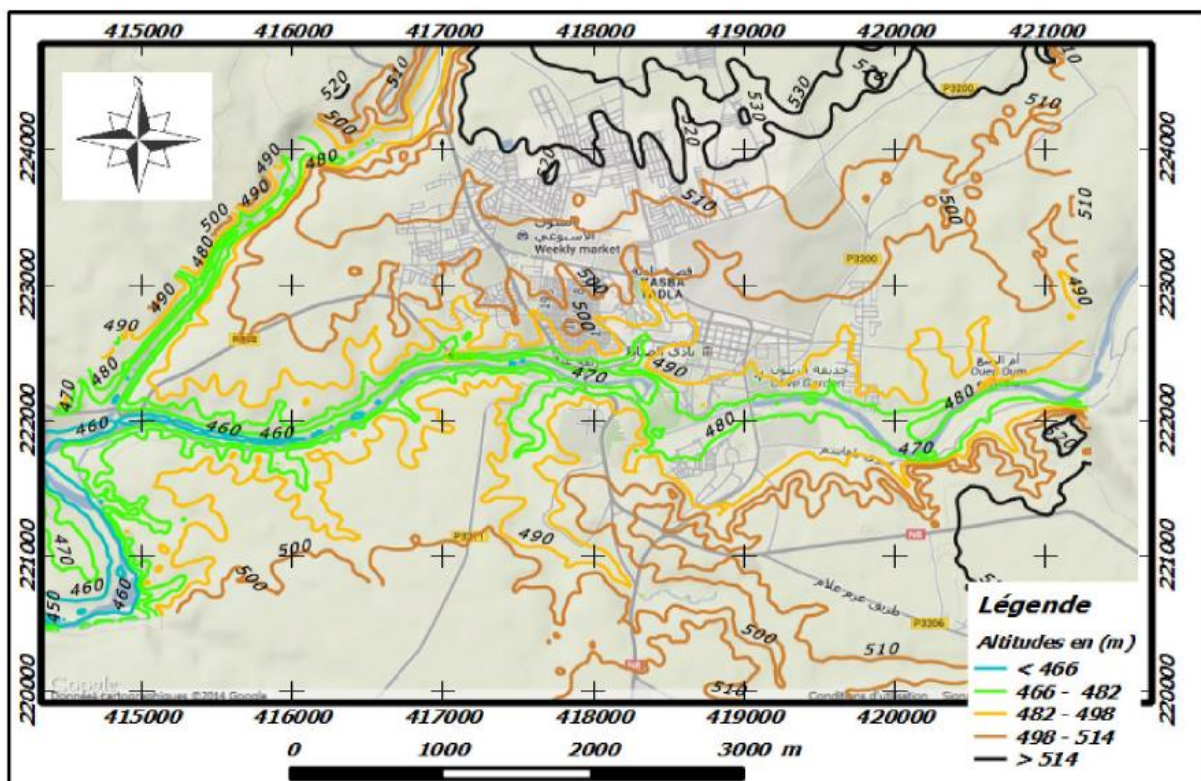
Année	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
<b>Population</b>	45131*	50197*	50937*	51688*	52450*	53221**	54003**	54797**

\*Evolution réelle

\*\* Evolution projetée

## 4. Topographie

L'altitude de Kasba-Tadla est comprise entre 460 et 530 m, les fortes altitudes sont situées au Nord de la ville. En général, on peut dire que le relief de la ville est constitué par une plaine moyenne.



**Figure 3:** Carte des altitudes de la zone d'étude

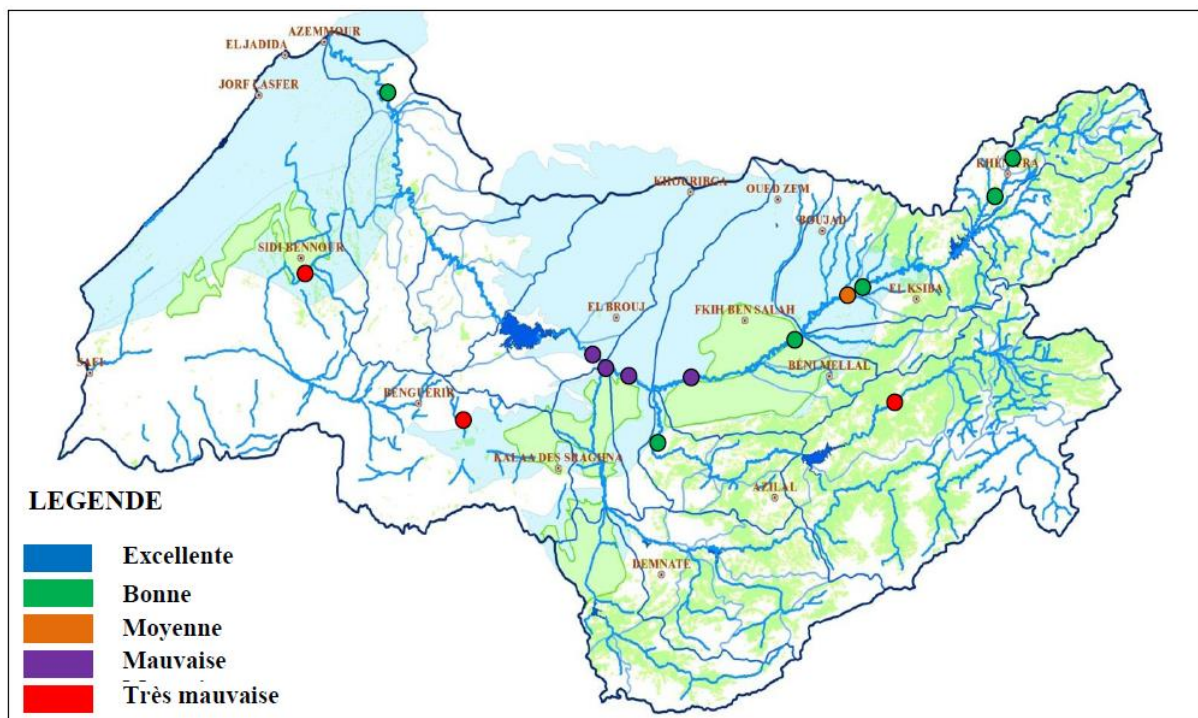
## 5. Hydrogéologie

Le bassin versant de la plaine du Tadla est située au Sud de la Meseta marocaine. Il est limité par l'accident chevauchant Nord-atlasique et renferme un important aquifère localisé dans les calcaires du Turonien. La carte piézométrique indique que les écoulements convergent vers la Tessaout aval, selon un grand axe de drainage NE-SW qui présente les meilleures caractéristiques hydrodynamiques. Les isotopes de l'oxygène permettent de caractériser les eaux du plateau des phosphates et celles provenant de l'Atlas. Ils confirment les résultats de la piézométrie et de la géochimie relatifs à l'alimentation de l'aquifère turonien. Ainsi, cet aquifère est alimenté à la fois à partir des affleurements du plateau au Nord et par les aquifères atlasiques à l'Est (DRTA, 2012).

## 6. Hydrologie

Sur le plan hydrologique, la commune est traversée par plusieurs cours d'eau le plus important est oued Oum Er-Rbia qui a un débit de 29 m<sup>3</sup>/s en 2012. D'une longueur de 550 km, prend son origine au Moyen Atlas à 1800 m d'altitude, traverse la chaîne du Moyen Atlas, la plaine du Tadla et la Meseta côtière et se jette dans l'Océan Atlantique à environ 16 km de la ville d'El Jadida.

Le fleuve Oum Er Rbia traverse la plaine de Tadla à peu près en son milieu, constitue l'essentiel du réseau hydrographique de la région. Ce fleuve est alimenté au niveau de la plaine de Tadla par les affluents suivants : Laabid, Derna, Asserssif, Bougari, Day, El Arich et Takerkoust (ABHOER).



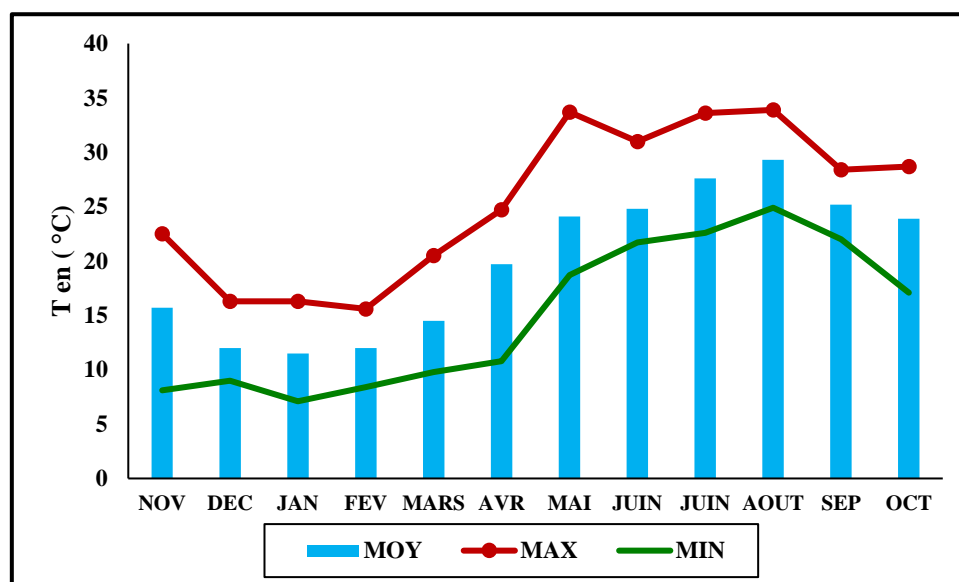
**Figure 4:** Carte de qualité globale des eaux superficielles ( Baati,2014)



## 7. Climatologie

### 7.1. Température moyenne à l'ombre quotidienne de Kasba Tadla

La température moyenne de la ville de Kasba Tadla durant la période entre le mois de Novembre 2013 et Octobre 2014 est de 20°C avec un minimum de 7.1°C et un maximum qui peut aller jusqu'à plus de 32°C durant la période d'été.

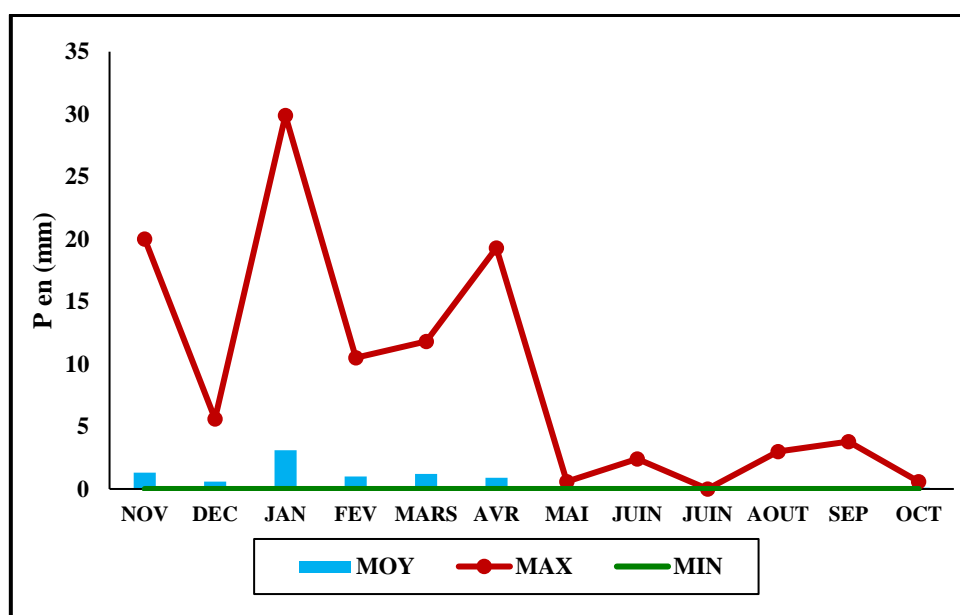


**Figure 5:** Evolution des températures moyennes mensuelles à l'ombre durant la période entre Novembre 2013 et Octobre 2014

La température moyenne mensuelle présente une fluctuation remarquable entre la période d'été et la période d'hiver. Cette situation est favorable à l'utilisation de l'énergie solaire qui pourrait être un facteur très important au niveau du site d'étude pour les essais expérimentaux du traitement des lixiviats. En effet, la durée qui représente les basses températures est limitée seulement à 3 mois (Décembre, Janvier et Février), alors qu'à partir du mois de Mars la température commence à augmenter pour dépasser les 30 °C durant la période estivale. ces valeurs de températures relativement élevées

### 7.2. Précipitations en (mm)

Les précipitations interviennent essentiellement pendant les premiers mois de la campagne agricole (Novembre, Décembre et Janvier) et se prolongent jusqu'au mois de Mai, avec quelques averses orageuses durant la période estivale.

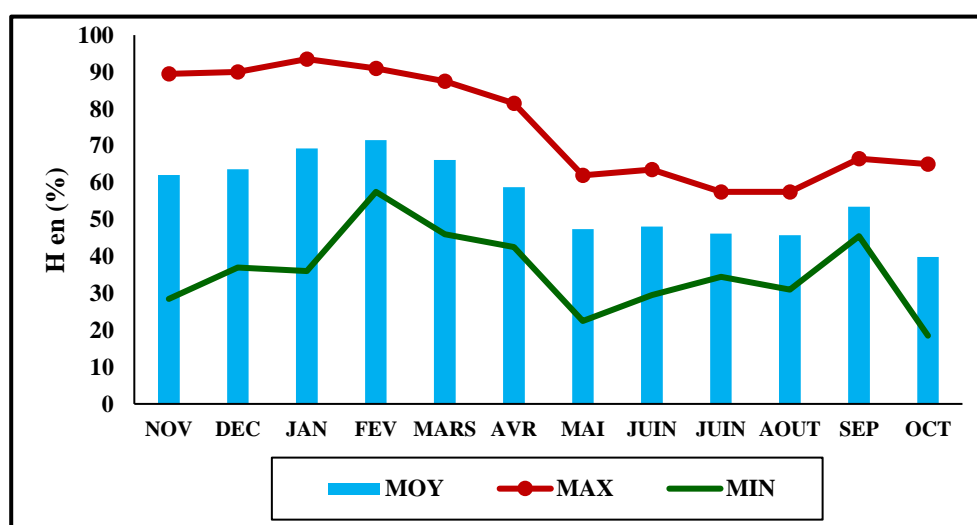


**Figure 6:** Fluctuation des précipitations totale mensuelles moyenne de la ville de Kasba Tadla en (mm) durant la période de Novembre 2013 et Octobre 2014

La valeur des précipitations mensuelles moyennes durant le mois de Janvier a atteint un maximum de 30 mm. La pluviométrie de la ville de KT présente deux périodes différentes. Une première phase pluvieuse qui connaît des précipitations importantes et qui s'étale du mois de Novembre jusqu'au mois d'Avril avec une totalité des précipitations durant cette période de l'ordre de 245 mm. Et une deuxième phase sèche allant du mois de Mai jusqu'au mois d'Octobre, à laquelle on a enregistré une valeur de l'ordre de 15 mm.

### 7.3. Humidité moyenne en (%)

L'humidité moyenne mensuelle de la ville de KT durant la période de Novembre à Octobre est située entre un maximum de 71% durant le mois de Février et un minimum durant le mois d'Octobre avec une valeur de l'ordre d'environ de 32%.



**Figure 7:** Evolution de l'humidité moyenne mensuelle de la ville de Kasba Tadla durant la période de Novembre 2013 et Octobre 2014

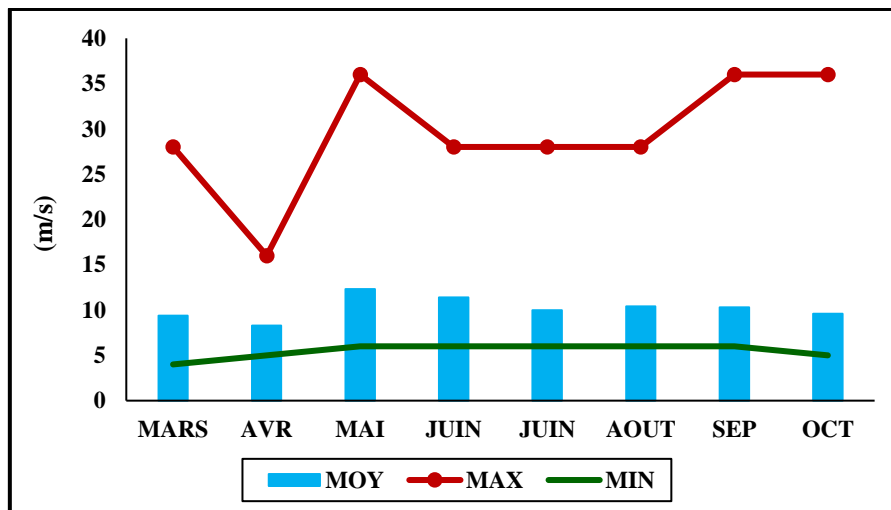
L'allure de notre graphique montre deux phases bien distinctes. En première lieu, une période allant du mois de Novembre jusqu'au mois d'Avril, où l'humidité enregistrée a dépassé les 60%. Plus une deuxième phase allant du mois de Mai au mois d'octobre où l'humidité est diminuée de moitié pour atteindre 30%.

#### 7.4. Le vent

Le vent est un déplacement des masses d'air au sein de l'atmosphère, l'air s'écoule en général irrégulièrement entraînant une forte variabilité du vent en direction et en force. C'est pourquoi, les météorologues mesurent le vent instantané qui varie sans cesse et le « vent moyen » calculé sur une période de 10 minutes.

Le vent est donc un déplacement d'air, produit par la force du gradient de pression ; soit un déplacement de l'air à partir des zones de haute pression (Anticyclone) vers les zones de basse pression (dépression).

Les résultats des vitesses et direction du vent ont été obtenus de la station météorologique de la ville de Kasba Tadla durant la période entre le mois de Mars 2014 au mois d'Octobre 2014.



**Figure 8:** Evolution des vitesses du vent maximale instantanée quotidienne en (m/s) à la ville de Kasba Tadla durant la période entre le mois de Mars 2014 et Octobre 2014

Les résultats obtenus montrent qu'il y a deux types de vent qui soufflent sur la ville de KT. Le vent de la période pluvieuse qui est considéré fort et humide, et un vent sec et chaud durant la période sèche c'est le chergui chaud.

## II. Analyses des lixiviats de transport des déchets ménagers de Kasba Tadla

### 1. Récupération des lixiviats

Dans le cadre de cette étude, la qualité des lixiviats bruts lors du transport vers la décharge ont été suivie sur une période de trois ans (2015-2017), avec une fréquence d'échantillonnage variable selon les années dans le but de déterminer la composition de ces effluents.

Le prélèvement de lixiviat frais est effectué directement à partir d'une benne tasseuse du réservoir à lixiviats pendant une journée de travail, et pour les effluents traités après la sortie du réacteur l'échantillon est prélevé dans des flacons en polyéthylène puis conservés en glacière

pendant le transport. Ils ont été ensuite maintenus congelés jusqu'au moment de l'analyse pour une meilleure conservation. Des analyses physico-chimiques globales sont réalisées in situ à l'aide de kits d'analyse rapide.

En parallèle, des échantillons sont analysés au laboratoire de manière à valider les résultats à l'aide d'analyses normalisées et à effectuer des analyses complémentaires.

## 2. Conservation des échantillons

Les lixiviats sont envoyés dans des flacons 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 des paramètres globaux sont réalisées dès réception des lixiviats. L'étude de la Matière Organique et de son fractionnement est quant à elle effectuée le plus rapidement possible de manière à limiter une éventuelle évolution des effluents. En effet, le lixiviat provient d'un milieu anaérobie, il n'est donc pas exclu que de légères transformations de la matière organique se produisent durant la phase de transport ou de stockage. 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, le DCO pouvait diminuer de 9%.

## 3. Caractéristiques physico-chimiques des lixiviats

### 3.1. pH

Le pH est l'un des paramètres chimiques importants lorsqu'il s'agit de déterminer la qualité du lixiviat.

Le pH des solutions a été mesuré in situ à l'aide d'un pH-mètre «un pH-mètre Accumet AB15» muni d'une électrode de verre combinée Ag/AgCl. L'étalonnage est effectué à l'aide de solutions tampons de pH 4 et 7 à 20°C. La précision sur la mesure donnée par le constructeur est de  $\pm 0,1$  unité pH (Annexe photo 1).

### 3.2. Conductivité électrique

La conductivité a été mesurée in situ à l'aide d'un conductimètre de marque conductimètre (ORION 4 STAR) utilisant une cellule de mesure Tetracon 325. Une mesure intégrée de la température permet une compensation automatique de la valeur de la conductivité en fonction de la température de la solution (température de référence : 25°C). Lorsque la température de la solution est comprise entre -10 et +55 °C, l'erreur maximale est de 0,5 % (Annexe photo 2).

### 3.3. Demande chimique en oxygène

Les mesures de la demande chimique en oxygène sont réalisées selon une méthode normalisée. La matière organique contenue dans l'échantillon est oxydée, en milieu acide ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ), en présence d'un catalyseur ( $\text{Ag}_2\text{SO}_4$ ) et de  $\text{HgSO}_4$  pour éviter l'interférence des chlorures, par le bichromate de potassium ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ), introduit en excès. Après deux heures de chauffe à 150°C, après la digestion et le refroidissement, la DCO est déterminée par dosage en retour : l'excès de bichromate de potassium est déterminé à l'aide d'une solution de (sel de Mohr à 0.25 N) ( $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4) \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  0.25 N, ferreux et d'ammonium (sel Mohr



à 0,25 N) par dosage colorimétrique, avec la ferroïne comme indicateur coloré. La mesure de la DCO est donnée par mgO<sub>2</sub>/l.

La demande chimique en oxygène (DCO) exprimée en milligrammes d'oxygène par litre est égale à :

$$DCO = \frac{8000 (V_0 - V_1) T}{V}$$

**V<sub>0</sub>** = Volume de sulfate de fer et d'ammonium (II) nécessaire au dosage (ml).

**V<sub>1</sub>** = Volume de sulfate de fer et d'ammonium (II) nécessaire à l'essai à blanc (ml).

**T** = Titre de la solution de sulfate de fer (II) et d'ammonium (en mol/l).

**V** = Volume de la prise d'essai (en ml).

### 3.4. Détermination des matières en suspension (MES)

Ce sont des particules solides très fines et généralement visibles à l'œil nu, théoriquement, elles ne sont ni solubilisées, ni à l'état colloïdale. Elles déterminent la turbidité de l'eau. Elles limitent la pénétration de la lumière dans l'eau, diminuent la teneur en oxygène dissous et nuisent au développement de la vie aquatique.

Ces matières sont en relation avec la turbidité, leur mesure donne une première indication sur la teneur en matière colloïdale d'origine minérale ou organique.

La teneur en MES est calculée à partir de la formule suivante :

$$C_{MES} = \frac{M_2 - M_1}{V} \times 1000 \text{ (mg/l)}$$

- On pèse le papier filtre soit (M<sub>1</sub>),

- Mettre le dispositif de filtration en marche avec le volume de la prise d'essai 10 ml (V) d'eau brute et on verse le tout sur le papier filtre.

- Mettre le papier filtre dans une étuve à (105 ± 0,5) °C jusqu'à évaporation total de l'eau.

- Refroidir dans le dessiccateur puis on pèse la 2<sup>ème</sup> fois le papier filtre (M<sub>2</sub>).

### 3.5. Analyse des métaux lourds par ICP-AES (Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry)

Cette technique (*Manning et Grow, 1997*) constitue une méthode polyvalente et sensible grâce aux hautes températures produites par les plasmas des gaz inertes. Tout élément est émissif par excitation lorsqu'il est porté à une température suffisamment élevée (8000 K). L'étude spectrale des échantillons repose sur la mesure du rayonnement émis. L'échantillon à analyser est nébulisé dans un plasma d'argon entretenu par induction électro-magnétique. La mesure de l'intensité du rayonnement émis à une longueur d'onde correspondant à l'élément à doser permet de déterminer la concentration en cet élément dans l'échantillon. Les analyses par ICP-AES ont été réalisées au laboratoire d'analyse de la Faculté de Sciences et Techniques de Béni Mellal (Annexe photo 4).

### 3.6. Surface spécifique

Par définition, la surface spécifique ( $S_s$ ) appelée aussi « Aire massique » représente la surface totale ( $A_s$ ) par unité de masse ( $M$ ) et on l'exprime généralement en  $m^2/g$ .

Cette méthode consiste à contrôler l'adsorption du bleu de méthylène injecté dans un bain aqueux contenant la prise d'essai, en observant le comportement d'une goutte de suspension déposée sur une feuille de papier filtre. La tache formée se compose d'un dépôt central du matériau, coloré d'un bleu soutenu, entouré d'une zone humide incolore. L'excès de bleu de méthylène se traduit par la formation d'une auréole bleu clair persistante autour du dépôt central.

Après chaque injection de bleu ce test consiste à prélever, à l'aide de la baguette de verre, une goutte de suspension que l'on dépose sur le papier filtre. La tâche, ainsi formée se compose d'un dépôt central de matériau, coloré d'un bleu généralement soutenu, entouré d'une zone humide incolore. Le test est dit positif si, dans la zone humide, apparaît autour du dépôt central une auréole bleu clair persistante. Il est dit négatif si l'auréole est incolore (Annexe photo 6).

$$\text{VBS} = 100 \times \text{B/M}_0$$

$M_0$  : Masse sèche de la prise d'essai

$V$  : la quantité de solution de bleu adsorbée au total (en ml).

$B$  : Masse de bleu introduite  $B = 0,01 \times V$

### 3.7. Dosage des sucres totaux de la pulpe de caroube

Le dosage des sucres totaux est effectué par la méthode de phénol / acide sulfurique (*Dubois et al., 1956*). Cette dernière nécessite une hydrolyse acide qui permet la rupture de toutes les liaisons glucidiques dans le polysaccharide. Le principe du dosage se base sur la condensation des produits de déshydratation des oses avec un chromogène qui est le phénol. A ce moment-là, il se forme des chromophores de couleur jaune-orange, leur apparition est suivie en mesurant l'augmentation de la densité optique à 490 nm. La teneur des sucres est exprimée en  $\mu g / ml$  (convertie en grammes / litre) de  $\alpha D (+)$  Glucose à partir d'une courbe d'étalonnage.

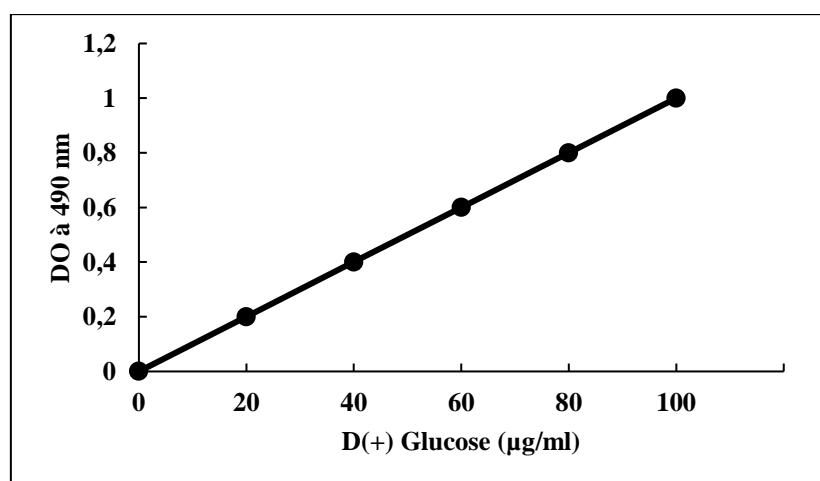


Figure 9: Courbe d'étalonnage pour le dosage des sucres totaux

### 3.8. Mesure de volume du biogaz

La méthode par déplacement d'eau, aussi appelée méthode sur cuve à eau, a été formalisée en 1727 par le savant anglais Stephen Hales (1677-1771) pour déterminer le volume de biogaz produit lors d'une réaction chimique. La mesure du volume d'un biogaz n'est en effet pas chose simple. Si la réaction se déroule à l'air libre, le biogaz libéré s'échappe dans l'air. Si le biogaz est récupéré dans un récipient fermé dans lequel le vide a fait, il faut ensuite être capable de déterminer la pression du biogaz qui a été emprisonné dans le récipient.

C'est là qu'intervient le déplacement d'eau: le biogaz produit lors de la réaction à étudier est conduit (au moyen d'un tuyau) dans un récipient rempli d'eau (une éprouvette) positionné verticalement et à l'envers (l'extrémité ouverte du récipient est en bas) dans un réservoir ouvert rempli d'eau. Avec ce dispositif, l'eau du récipient vertical ne peut pas s'échapper vers le bas tant qu'il ne se passe rien. Mais dès que des bulles de biogaz sont formées, elles tentent de s'échapper par le tuyau, puis elles arrivent dans l'éprouvette verticale, remontent le long de la colonne d'eau que l'éprouvette contient, et poussent vers le bas cette eau qui rejoint l'eau contenue dans le réservoir ouvert. Il suffit de mesurer le volume d'eau déplacée pour connaître le volume de biogaz produit lors de la digestion (Annexe photo 7).

## **Chapitre III : Traitement des lixiviats de transport par voie anaérobie : réacteur UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) et production du biogaz**

### **Introduction**

Le Maroc doit faire face à une augmentation continue du volume des lixiviats produits par les DM. Cet accroissement est dû à l'évolution de la production des déchets. Les lixiviats sont des eaux très polluantes, renferment de nombreux contaminants très toxiques. Leur composition varie ainsi en fonction de la nature des déchets, l'âge de la décharge, la technique d'exploitation et les conditions climatiques. La couleur constitue le premier indicateur de pollution, ces eaux, contiennent des substances toxiques qui dégradent la qualité de l'environnement.

Dans les modes modernes de la gestion des déchets et l'introduction des bennes tasseuses, une bonne partie des lixiviats est produite par le compactage des déchets lors de leur collecte. Les volumes générés sont assez important par rapport à la totalité des déchets ce qui implique leur prise en charge et de proposer des solutions adéquates à leur traitement. Dans ce chapitre on va présenter les essais de traitement d'une technique efficace pour le traitement des lixiviats de transport des déchets ménagers de la ville Kasba Tadla. Cette technique de traitement est basée sur le traitement anaérobie par un procédé basé sur un réacteur à trois phases **Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)**.

### **I. Evolution du tonnage des déchets ménagers à la ville de Kasba Tadla**

Les problèmes de gestion des déchets ménagers (DM) à la ville de Kasba Tadla sont liés à leur quantité qui ne cesse d'augmenter d'une année à l'autre et ceci est principalement dû à la croissance démographique, au développement économique et à l'amélioration du niveau de vie de la population. Cette évolution n'a pas été accompagnée par des mesures adéquates pour l'amélioration de la gestion de ces déchets solides, malgré l'adoption de la loi 28/00 visant l'organisation de ce secteur.

Par ailleurs, la capacité de la commune à assumer cette mission est dépassée et ceci à cause des contraintes particulièrement financière et d'organisation rendant la mise en décharge, l'unique moyen de gestion adopté par la municipalité. Cette situation a entraîné la création d'une décharge sauvage qui présente des effets négatifs sur la santé de l'Homme et sur l'environnement.

**Tableau 8:** Evolution des déchets ménagers réelle durant la période de 2015 à 2019 et prévisionnelle de 2020 à 2022 de la ville de Kasba Tadla

<b>Années</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>2021</b>	<b>2022</b>
<b>Qté des déchets ménagers (T/an)</b>	12052*	13741*	13944*	14149*	14358*	14569**	14783**	15000**

\*Evolution des déchets ménagers réelle

\*\*Evolution des déchets ménagers prévisionnelle

## II. Suivi de la production des lixiviats de transport des DM de la ville de Kasba Tadla

Les lixiviats des déchets ménagers sont des effluents très chargés en polluants organiques et minéraux et en éléments toxiques (*Renou S et al, 2008*). La quantité de production des lixiviats varie selon la nature et la composition des déchets. La détermination du volume des lixiviats produits lors de l'opération de transport des déchets ménagers de la ville de Kasba Tadla a été suivie durant trois ans. Les résultats obtenus ont montrés que les volumes de lixiviats varient entre un volume maximal de 135 m<sup>3</sup> pendant le mois d'Août 2015, et un volume minimal de 26 m<sup>3</sup> pendant le mois Décembre 2015 avec une moyenne annuelle de l'ordre de 81 m<sup>3</sup>. Concernant l'année 2016 la production maximale moyenne est de 137 m<sup>3</sup> en Aout et une minimale de 27 m<sup>3</sup> pour Décembre, en même temps que la moyenne annuelle est de 83 m<sup>3</sup>. Finalement, le volume moyen maximal est enregistré en Aout par une valeur 136 m<sup>3</sup> et 27 m<sup>3</sup> comme valeur minimale en Décembre pendant 2017, par une valeur moyenne de 83 m<sup>3</sup>. L'évolution annuelle a montré également que les mois de Juillets et Août sont les mois qui représentent une forte production de lixiviat.

La quantité élevée des lixiviats enregistrée durant la période de l'été est due au changement du régime alimentaire de la population avec consommation de plus des legumes et des fruits par rapport à la saison hivernale. L'humidité des déchets ménagers de la ville de Kasba Tadla a une valeur moyenne de 59 % (*Benyoucef et al., 2015*). Ces résultats trouvés montrent un accord avec ceux qui est mentionné à l'échelle du Royaume, la moyenne d'humidité d'environ 58% (*Souabi et al, 2011*).

**Tableau 9:** Evolution des quantités des lixiviats de transport produites mensuellement durant les années 2015,2016 et 2017

Mois	Quantité mensuelle de lixiviat en 2015 (m <sup>3</sup> /mois)	Quantité mensuelle de lixiviat en 2016 (m <sup>3</sup> /mois)	Quantité mensuelle de lixiviat en 2017 (m <sup>3</sup> /mois)	Moyenne en (m <sup>3</sup> /mois)
Janvier	85	78	83	82
Février	63	66	65	65
Mars	80	76	80	79
Avril	77	81	79	79
Mai	84	87	86	86
Juin	101	103	104	103
Juillet	129	130	131	130
Août	135	136	137	136
Septembre	111	109	108	109
Octobre	48	56	55	53
Novembre	36	42	39	39
Décembre	26	27	28	27

### III. Caractéristiques des lixiviats des DM du transport de la ville de Kasba Tadla

L'analyse des paramètres physicochimiques des lixiviats bruts lors du transport vers la décharge a été suivie durant toute l'année 2015 avec une fréquence variable d'échantillonnage selon les saisons.

#### 1. Analyses des lixiviats et mesure des paramètres de pollution

##### 1.1. Potentielle d'hydrogène (pH)

L'acidité des lixiviats est variable selon le type des déchets. Les mesures de pH de nos échantillons ont été réalisées in situ à l'aide d'un pH mètre étalonné.

**Tableau 10:** Les valeurs moyennes de pH des lixiviats brut de transport des DM de KT

Echantillons	Températures (°C)		pH	
	Période hivernale	Période estivale	Période hivernale	Période estivale
Prélèvements 1	29	48	4,1	5,1
Prélèvements 2	26	46	4,5	4,9
Prélèvements 3	27	49	4,4	4,9

On constate que les lixiviats des DM de la ville de Kasba Tadla sont acide avec une valeur de pH qui varie entre 4,1 et 5,1 et une moyenne de 4,6 durant la période de notre étude.

##### 1.2. Conductivité électrique

La mesure de la conductivité apporte une information globale sur la quantité d'espèces chargées présentes dans les différents lixiviats. Elle constitue un paramètre intéressant à suivre pour évaluer la charge minérale présente dans un effluent.

**Tableau 11:** Suivi de la conductivité électrique moyenne des lixiviats brut de transport des DM de KT

Echantillons	CE (µS/cm)	
	Période hivernale	Période estivale
Prélèvements 1	15810	25400
Prélèvements 2	14200	30650
Prélèvements 3	17560	33700

##### 1.3. Matières en suspension

Les MES s'obtiennent soit par filtration des effluents peu chargés soit par centrifugation des solutions, séchage jusqu'à obtenir un résidu sec. La détermination de la MES se fera par filtration sur filtre en fibres de verre compte tenu de l'origine domestique des effluents. La

mesure de la MES par filtration repose sur le principe de la double pesée. Le rapport de la différence de masse sur le volume d'eau filtré donne la concentration de la MES en g/litre

**Tableau 12:** Les valeurs moyennes de la MES des lixiviats bruts de transport des DM de KT

Echantillons	MES en g/100ml	
	Période hivernale	Période estivale
Prélèvements 1	4,8	5,9
Prélèvements 2	5,6	6,8
Prélèvements 3	4,9	7,5

#### 1.4. Demande Chimique en Oxygène

La DCO est la quantité d'oxygène consommée par les matières oxydables dissoutes, essentiellement des débris organiques. Ce test est particulièrement utile pour la caractérisation de toutes les eaux brutes ou traitées par voie biologique ou physico-chimique.

**Tableau 13 :** Valeurs de la DCO des lixiviats bruts de transport des DM de KT

Echantillons	DCO en mgO <sub>2</sub> /l	
	Période hivernale	Période estivale
Prélèvements 1	16520	26840
Prélèvements 2	17890	27520
Prélèvements 3	17920	28500

Les résultats de la DCO des lixiviats jeunes sont très élevés, ils varient entre 16520 et 28500 mgO<sub>2</sub> /l avec une moyenne de 22531 mgO<sub>2</sub> /l. Les résultats montrent que les lixiviats de Kasba Tadla est chargé en polluants oxydables.

#### 1.5. Eléments Traces Métalliques

Les résultats d'analyse des métaux lourds dans le lixiviat brut de transport sont présentés au tableau 18. On note la présence dans l'effluent de plusieurs éléments métalliques et notamment As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Al, Mg, Hg et Zn. L'élément métallique Fe est le plus présent suivi du Mn, de l'Al et du Cu. Les autres éléments sont présents en faibles teneurs. Ces résultats témoignent d'une pollution métallique non négligeable.

**Tableau 14 :** Concentrations des éléments métalliques dans les lixiviats bruts de transport des DM de KT en 2015

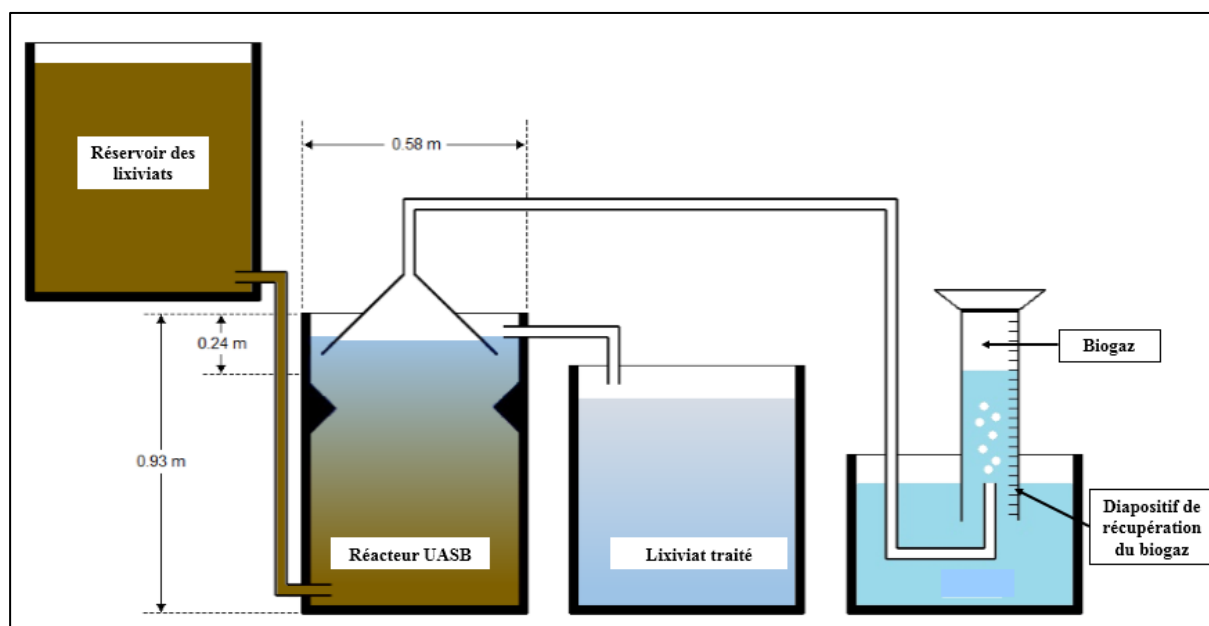
Paramètres	Valeur minimale en (mg/l)	Valeur maximale en (mg/l)	Moyenne en (mg/l)	Ecart- type
<b>Cd</b>	0,6	0,8	0,7	±0,1
<b>Cu</b>	10,3	12,4	11,3	±1,1
<b>Fe</b>	101,7	110,6	106,1	±4,4
<b>Pb</b>	5,4	8,2	6,8	±1,4
<b>Zn</b>	6,2	9,8	8,0	±1,8
<b>Al</b>	12,4	17,6	15,0	±2,6
<b>Mn</b>	25,2	31,6	28,4	±3,2
<b>Mg</b>	10,0	12,4	11,2	±1,2
<b>As</b>	3,2	6,8	5,0	±1,8
<b>Cr</b>	2,1	3,2	2,6	±0,6
<b>Hg</b>	4,5	9,7	7,1	±2,6
<b>Ni</b>	4,3	6,1	5,2	±0,9

## 2. Mise au point du protocole expérimental

Le pilote expérimental utilisé pour les essais de traitement des lixiviats par UASB a été fabriqué par le laboratoire (Equipe de Télédétection et SIG Appliquées aux Géosciences et à l'Environnement) de la FST. Le dimensionnement a été adopté au volume des lixiviats produites au niveau de la ville de Kasba Tadla. Ce pilote expérimental est composé d'un réservoir tampon et d'un digesteur type UASB ayant un volume utile de 200 litres et une hauteur 0.93 m et de diamètre de 0,58 m (Figure 16). Le dimensionnement du digesteur UASB est conçu pour traiter une quantité des lixiviats qui représente d'environ le 1/10 des quantités produites journalièrement (*Benyoucef, 2017*).

L'optimisation des conditions d'anaérobie et de séparation triphasique boues-lixiviat-biogaz est facilitée par un colon métallique qui est lié au plafond du digesteur et immergé dans les lixiviats sur une profondeur de 0.24 mètres. L'alimentation des lixiviats a été effectuée d'une manière continue après la récupération quotidienne à partir des bennes tasseuses de collecte des déchets ménagers (**Annexe photo 9**).





**Figure 10** : Schéma du dispositif expérimental et du réacteur UASB et diapositif de recuperation des biogaz

Le rendement épuratoire a été suivi par des prélèvements d'un litre, à partir du réservoir tampon à la sortie du digesteur chaque jour ce qui correspond à des temps de séjour hydraulique de 12h, 24h, 48h. Ces échantillons sont ensuite mis dans des bouteilles en plastiques dans une mallette isotherme et transportée directement au laboratoire pour l'analyse. le biogaz produit lors de la réaction à étudier est conduit (au moyen d'un tuyau) dans un récipient rempli d'eau (une éprouvette) positionné verticalement et à l'envers (l'extrémité ouverte du récipient est en bas) dans un réservoir ouvert rempli d'eau. Avec ce dispositif, l'eau du récipient vertical ne peut pas s'échapper vers le bas tant qu'il ne se passe rien. Mais dès que des bulles de biogaz sont formées, elles tentent de s'échapper par le tuyau, puis elles arrivent dans l'éprouvette verticale, remontent le long de la colonne d'eau que l'éprouvette contient, et poussent vers le bas cette eau qui rejoint l'eau contenue dans le réservoir ouvert. Il suffit de mesurer le volume d'eau déplacée pour connaître le volume de biogaz produit lors de la digestion

#### **IV. Traitement des lixiviats de transport des DM par UASB en mode dynamique avec différents TSH**

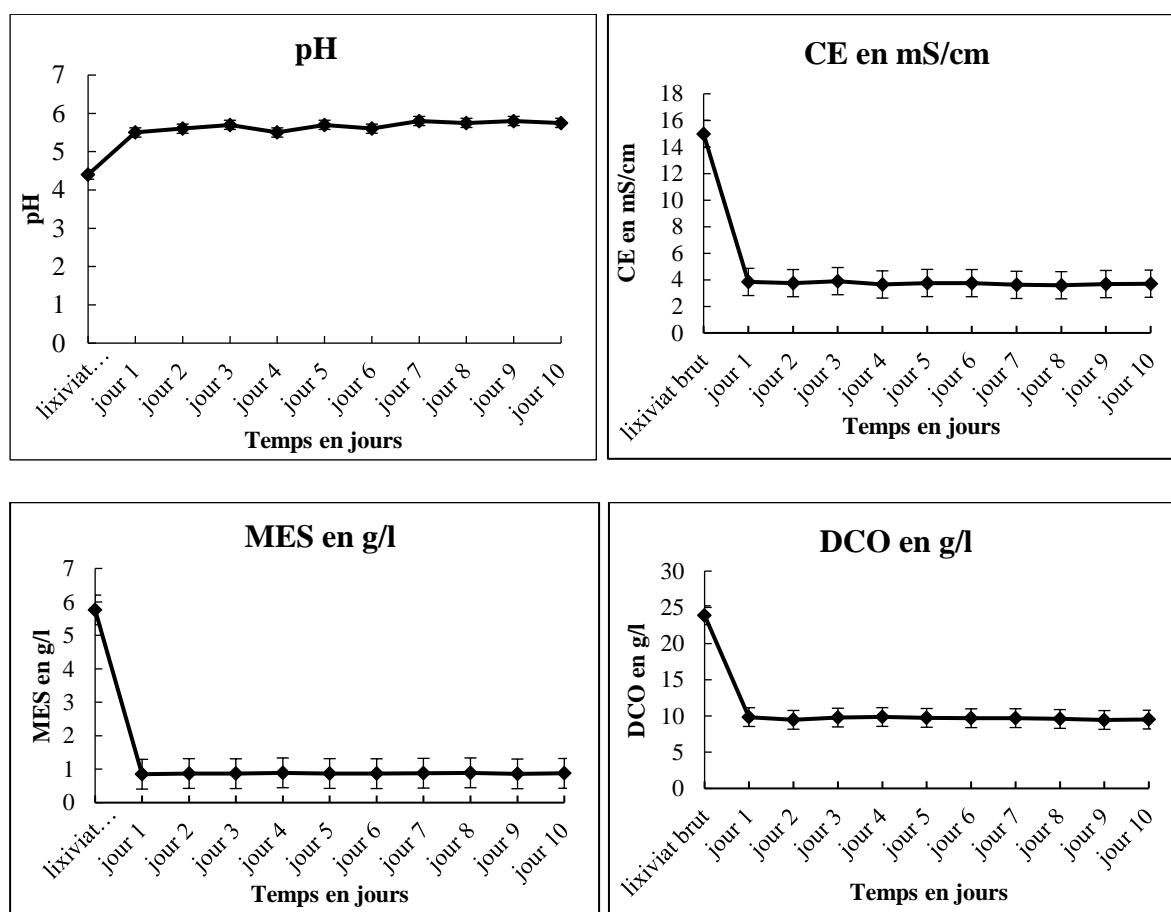
##### **1. Suivi de la qualité des lixiviats de transport des DM au cours du traitement par UASB durant la période hivernale**

###### **1.1. Paramètres physico-chimiques des lixiviats au cours du temps de séjours de 12 heures**

Les résultats obtenus après traitement des lixiviats des DM à un TSH de 12 h, correspondant à un débit moyen de l'ordre de 16 l/h afin de mesurer les performances épuratoires du dispositif mis au point, nous avons réalisé un suivi de l'évolution des principaux paramètres physico-chimiques des lixiviats de transport.

**Tableau 15:** Suivi des paramètres physico-chimiques des lixiviats de transport des DM de KT  
 en TSH de 12 h

	pH	CE en $\mu\text{S/cm}$	MES en $\text{mg/l}$	DCO en $\text{mgO}_2/\text{l}$
<b>lixiviat brut</b>	4,4	14985	5760	23900
Jour 1	6,5	3840	850	9850
Jour 2	6,7	3750	870	9470
Jour 3	6,9	3900	865	9780
Jour 4	7,0	3650	890	9860
Jour 5	7,1	3760	870	9740
Jour 6	6,9	3750	865	9690
Jour 7	7,0	3620	880	9700
Jour 8	7,1	3590	890	9590
Jour 9	7,0	3680	860	9450
Jour 10	6,9	3710	875	9500


**Figure 11:** Evolution des paramètres physico-chimiques des lixiviats traités durant  
 la période hivernale en TSH de 12 h

Tous les paramètres suivis ont connus une variation entre l'échantillon brut et les lixiviats au cours du traitement par UASB dès les premières heures. Ce qui confirme le bon fonctionnement de ce système de traitement. En effet, Les résultats obtenus après traitement des lixiviats des

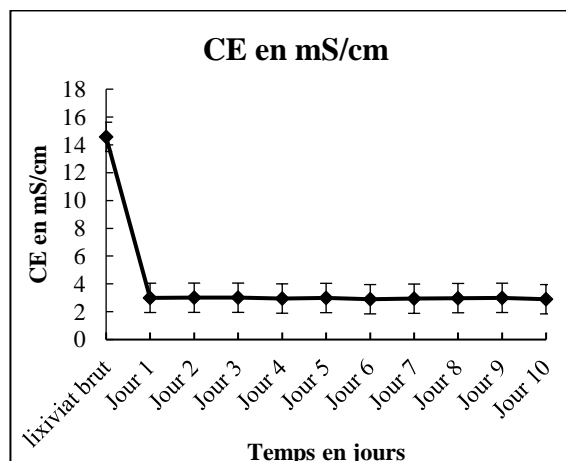
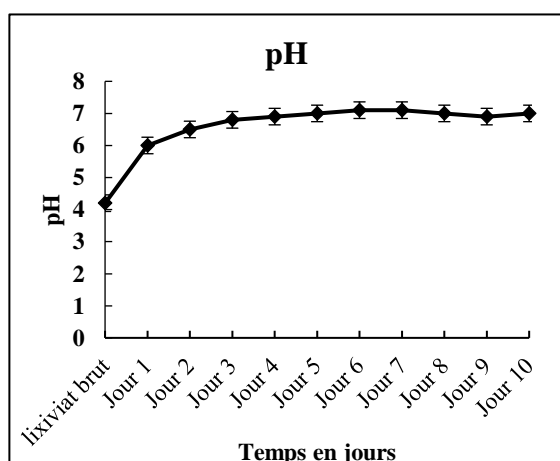
DM à un TSH de 12 h, correspondant à un débit moyen de l'ordre de 16 l/h montre que le rendement épuratoire est d'environ 60 % pour l'abattement de la DCO, par rapport à la valeur initiale du lixiviat brut qui est de l'ordre de 23900 mg/l. La diminution de la conductivité électrique est régulière durant le traitement par une valeur moyenne de 3725  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , malgré que la valeur initiale soit de 14985  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , ce qui correspond à une réduction de 75 %. Pour le suivi du rendement épuratoire de la matière en suspension atteint 83 %, tandis que la valeur de l'échantillon brut est de l'ordre de 5760 mg/l, cependant au cours de l'expérience il stabilise par une valeur moyenne de 871 mg/l. le pH a connu une nette augmentation en passant d'une valeur initiale de 4.4 très acide pour atteindre une valeur moyenne de l'ordre de 6.9 durant le traitement.

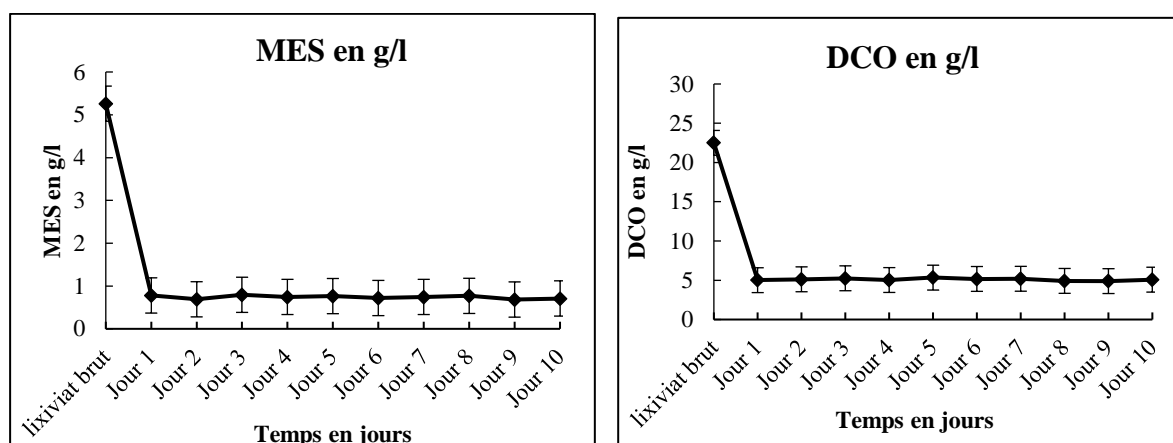
### 1.2. Suivi des paramètres physico-chimiques des lixiviats traité de transport au cours du temps de séjours de 24 heures

L'essai de traitement a été refait avec un débit de 8 litres par heures et un TSH de 24 heures. Les résultats obtenus sont comme suit :

**Tableau 16 :** Suivi des paramètres physico-chimiques des lixiviats de transport des DM de KT en TSH de 24 h

	pH	CE en $\mu\text{S}/\text{cm}$	MES en mg/l	DCO en $\text{mgO}_2/\text{l}$
<b>lixiviat brut</b>	4,2	14570	5620	22000
Jour 1	6,0	3000	780	5010
Jour 2	6,5	3010	690	5120
Jour 3	6,8	3009	795	5250
Jour 4	6,9	2950	745	5030
Jour 5	7,0	2990	765	5340
Jour 6	7,1	2900	720	5170
Jour 7	7,1	2940	745	5190
Jour 8	7,0	2980	770	4920
Jour 9	6,9	3000	685	4890
Jour 10	7,0	2900	710	5080





**Figure 12 :** Evolution des paramètres physico-chimiques des lixiviats durant la période hivernale en TSH de 24 h

Les résultats obtenus après traitement des lixiviats des DM à un TSH de 24 h, correspondant à un débit moyen de l'ordre de 8 l/h montre que le rendement épuratoire est d'environ 76 % pour l'abattement de la DCO. Au cours de ce traitement la conductivité diminue progressivement pour atteindre une valeur moyenne de 2967  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , soit une diminution de 80 %, pour l'évolution du rendement épuratoire de la matière en suspension est de l'ordre de 86 %. Aussi le pH a connu une nette augmentation en passant d'une valeur de 4,2 très acide pour atteindre une valeur moyenne de l'ordre de 6,8 après traitement.

L'augmentation du TSH à 24 h s'est traduite par une diminution du débit d'écoulement d'environ 8 l/h. A cette vitesse d'écoulement, on a enregistré une légère élévation du pouvoir épuratoire. L'abattement réalisé est d'environ 76 % au lieu de 60 % obtenue avec un TSH de 12 h pour la DCO. Parallèlement le pH et la conductivité électrique ont connus respectivement une légère variation, nous avons enregistré respectivement un pH de 6,8 et une diminution de la conductivité par 80 % au lieu du 75 % pour TSH de 12 h. La température lors des essais a connu une stabilisation, dont la moyenne est de l'ordre de 27 °C. Les valeurs enregistrées sont relativement plus importantes que celles obtenues avec un TSH de 12 h.

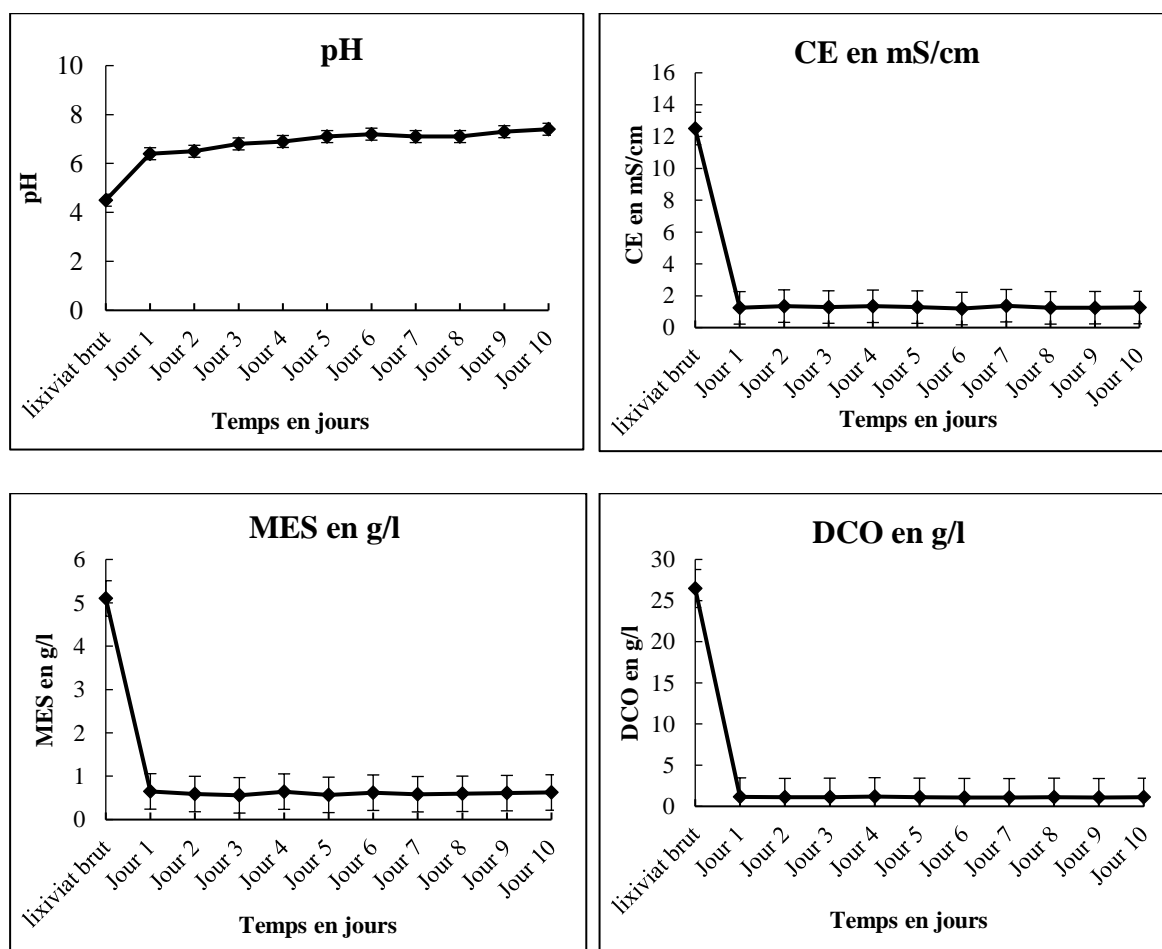
D'après les résultats obtenus, nous avons pu mettre en évidence le lien entre le TSH et le pouvoir épuratoires de l'UASB. Cette relation est très importante lorsqu'il s'agit de proposer des solutions convenables pour le traitement des lixiviats, on peut choisir le débit convenable pour la qualité des lixiviats souhaité après traitement est aussi en fonction des quantités produites des lixiviats selon les saisons hivernale et estivale.

### 1.3. Analyse des paramètres physico-chimiques des lixiviats traité de transport au cours du temps de séjours de 48 heures

Les résultats obtenus après le traitement des lixiviats avec un TSH de 48 heures, correspondant à un débit moyen de l'ordre de 4 l/h sont illustré dans le tableau suivant :

**Tableau 17:** Suivi des paramètres physico-chimiques des lixiviats de transport des DM de KT en TSH de 48 h

	pH	CE en $\mu\text{S/cm}$	MES en mg/l	DCO en mg/l
<b>lixiviat brut</b>	4,5	12500	5100	26470
Jour 1	6,4	1240	650	1150
Jour 2	6,5	1350	590	1090
Jour 3	6,8	1290	560	1120
Jour 4	6,9	1340	645	1175
Jour 5	7,1	1285	570	1125
Jour 6	7,2	1195	620	1085
Jour 7	7,0	1375	585	1070
Jour 8	7,1	1240	595	1120
Jour 9	7,3	1250	610	1075
Jour 10	7,4	1260	625	1115



**Figure 13:** Evolution des paramètres physico-chimiques des lixiviats traité durant la période hivernale en TSH de 48 h

Les résultats relatifs au traitement des lixiviats de transport des DM, par l'UASB à un TSH de 48h, sont très satisfaisants. L'abattement de la DCO enregistré est d'environ 95 %. En même temps et parallèlement à ce rabattement de la DCO, la convergence de ces effluent vers la neutralité avec une valeur moyenne de pH de 7. La conductivité électrique est abaissée d'environ 90 %. Aussi le rendement épuratoire de la matière en suspension est atteint à 88%. Les performances enregistrée par notre protocole expérimental sont très importantes et sont un indicateur de bon fonctionnement de notre réacteur. Au vu de ces résultats, on remarque que le traitement par UASB s'accompagne d'une nette diminution de la conductivité électrique. Par ailleurs le même phénomène de diminution du pH apparaît par le passage du pH de 4.5 à une valeur de 7 après un temps de séjour de 48 heures, ce qui confirme le fonctionnement de notre technique de traitement par UASB. Pour assurer le bon fonctionnement du réacteur, et pour confirmer son fonctionnement, nous avons suivi la production du biogaz lors des essais de traitement. En effet, le choix du TSH convenable serait en fonction du volume des lixiviats à traiter et du rabattement épuratoire souhaité.

Les résultats obtenus sont encourageants surtout en matière de réduction de la DCO par la diminution de la charge polluante. L'abattement de ce paramètre a été enregistré après quelques heures de lancement de notre procédé UASB d'une manière ponctuelle, liée à la biodégradation des matières organiques par des microorganismes anaérobies lors du cheminement des lixiviats du bas vers le haut du réacteur, qui est accompagnée par la production du biogaz. Nos résultats obtenus sont très similaires à ceux obtenus par (Benyoucef, 2017). Aussi sur d'autres types de réacteur et pour d'autres types d'effluents (*Neena et al., 2007; Bohdziewicz & Kwarciak, 2008*). Les essais ont enregistrées des valeurs très satisfaisantes suite à la diminution des différents paramètres physico-chimiques dans un temps optimal, ce qui confirme la réussite de cette technique de traitement pour ce type d'effluent.

#### **1.4.Analyse des éléments traces métalliques**

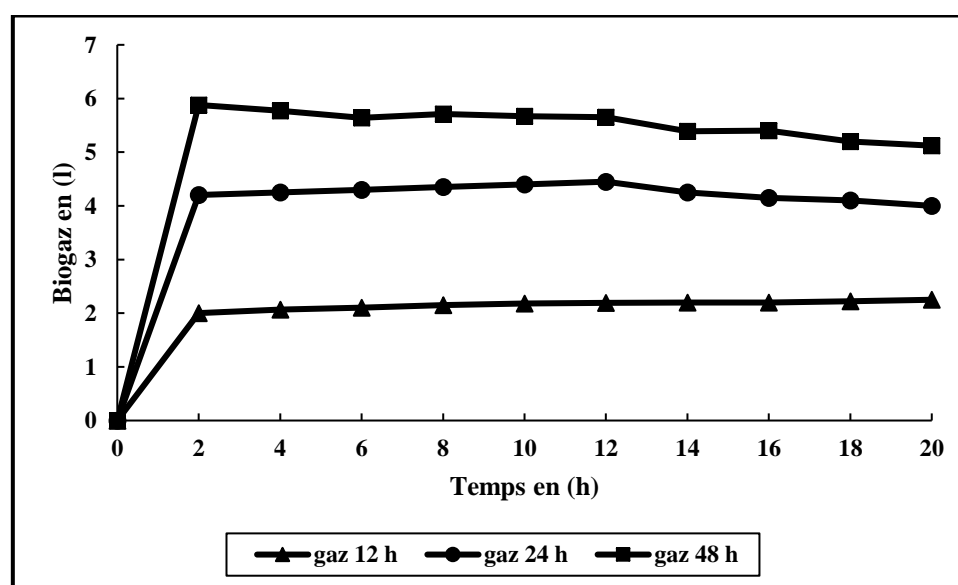
La digestion anaérobie ne détruit pas les métaux, mais elle modifie leur spéciation par différents mécanismes chimiques et, surtout, biologiques : adsorption par chimie sorption, précipitation chimique ou biologique, complexation intracellulaire ou extracellulaire sur des composés organiques ou inorganiques.

La précipitation peut également être d'origine biologique : elle est alors liée à la production de sulfures par les enzymes bactériennes ", ce qui conduit à la précipitation de métaux à la surface cellulaire. La complexation résulte d'un change de cations métalliques avec des protons ( $H^+$ ). Concernant l'analyse des métaux lourds, les résultats ont montré une élimination importante des éléments métalliques en particulier les éléments As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Hg, Al, et Zn. La digestion anaérobie est adéquate pour la réduction du Cr, Cd, Zn, Ni, Pb, As et du Hg respectivement 78%, 82%, 96%, 98% et 98%. Sauf l'élément Mg on a enregistré une augmentation qui atteint une valeur moyenne de 174,7 mg/l.

**Tableau 18 :** Concentrations en éléments métalliques dans les lixiviats traité de transport des déchets de KT pour les trois TSH (12 h, 24 h et 48 h) durant la période hivernale

Paramètres	Concentrations initiales moyenne en (mg/l)	Concentrations en (mg/l) pour TSH de 12 h	Concentrations en (mg/l) pour TSH de 24 h	Concentrations en (mg/l) pour TSH de 48 h
Cd	0,7	0,14	0,1	0,1
Cu	11,3	3,0	2,1	1,4
Fe	106,1	10,0	8,4	7,9
Pb	6,8	0,1	0,1	0,1
Zn	8,0	0,3	0,3	0,2
Al	15,0	4,2	2,5	1,7
Mn	28,4	6,3	2,7	2,1
Mg	11,2	158,7	213,5	151,7
As	5,0	0,1	0,1	0,1
Cr	2,6	0,6	0,6	0,5
Hg	7,1	0,1	0,1	0,1
Ni	5,2	0,1	0,1	0,1

**1.5. Evolution de la production du biogaz au cours du période hivernale en fonction du TSH**



**Figure 14:** Evolution de la production du biogaz au cours de traitement des lixiviats par UASB durant la période hivernale avec des trois TSH

Le traitement des lixiviats des DM par UASB avec différents TSH a été accompagné par un suivi des quantités des biogaz produites suite à la biodégradation anaérobie de la matière organique par les microorganismes lors de notre processus de traitement.

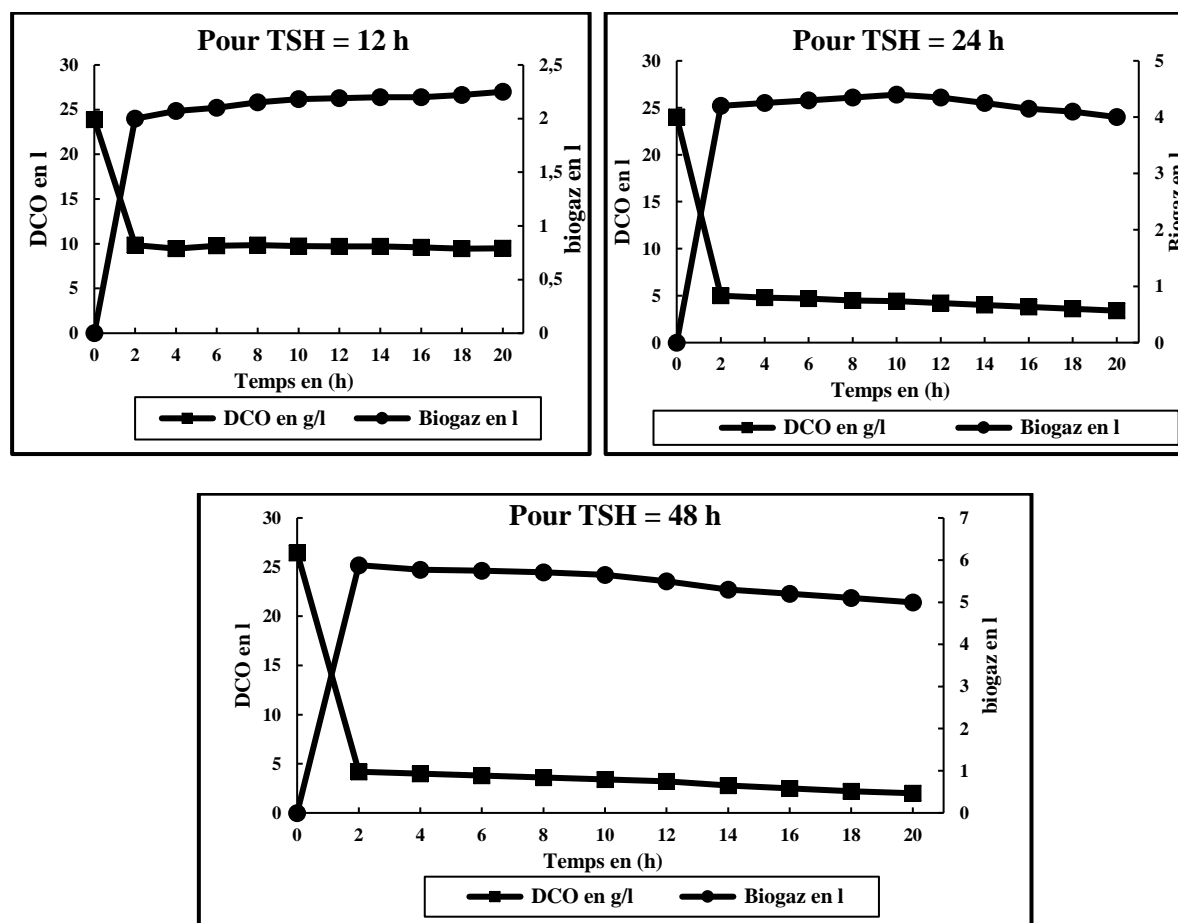
Le suivi de la production du biogaz au cours du processus de traitement à un TSH de 48 h donne 2,1 l/h du biogaz, a enregistré une vitesse de l'ordre de 4 litres par heure de lixiviat, ce qui justifie qu'il y a une très forte production de biogaz par rapport aux quantités des lixiviats traité. Cette forte production de biogaz explique le fort rabattement. Il est lié à un abattement de DCO d'environ 95 %. Dans ces conditions de traitement, la diminution très importante de la charge polluante a été corrélée avec une production importante du biogaz.

L'augmentation du débit à 8 l/h a affecté fortement la production du biogaz. En effet les résultats montrent que la vitesse de production de biogaz est de l'ordre de 1,8 l/h. Cette vitesse de production est légèrement faible par rapport à celle obtenue pour un débit de 4 l/h pour le TSH de 24 h. Cette baisse de production de biogaz est liée directement à l'abattement de la DCO qui a été de l'ordre de 76 %. La vitesse de production du biogaz a connue toujours une nette diminution en fonction de l'accroissement du débit d'écoulement des lixiviats qui est de l'ordre de 16 l/h pour le TSH de 12 h. D'après notre suivi nous avons enregistré une production de l'ordre de 0,7 l/h soit une diminution de 65 % par rapport à la production de biogaz par un débit de 4 l/h et une diminution de 60 % par rapport au débit de 8 l/h. Le TSH de 48 h est une aptitude pour la production maximale du biogaz avec des performances épuratoires très importantes.

D'après la figure 20 on remarque la production du biogaz pour la courbe de TSH de 12 h est en croissance progressive pour la production des quantités des biogaz produites donc la matière organique est suffisante pour l'activité des microorganismes. Concernant les courbes des TSH de 24 h et 48 h, on a enregistré un accroissement des volumes de biogaz produit dès les premières heures de processus de traitement. Mais après le passage de 12 heures on a remarqué une régression dans les quantités produites ce qui est expliqué par l'épuisement de la matière organique et par la suite l'activité des microorganismes réduits.



### 1.6. Production du biogaz en fonction de la DCO pendant la saison hivernale



**Figure 15:** Comparaison de volume du biogaz en fonction de la DCO pour les trois TSH au cours de la saison hivernale

La DCO est le paramètre le plus utilisé pour évaluer l'efficacité du traitement, il est fortement lié à la production de biogaz car il représente la charge organique incluse dans l'influent (*Singh L, et al., 2013*). La valorisation du biogaz comme source d'énergie dépend directement de sa concentration. La teneur en DCO trouvée dans les lixiviats de transport de Kasba Tadla était d'environ 24 123 mg/l.

La figure 15 montre l'évolution de la teneur en DCO et du biogaz en fonction du TSH. Il ressort des courbes que l'évolution de la DCO dans l'effluent est inversement proportionnelle à l'évolution du volume de biogaz produit. La diminution de la teneur en DCO s'accompagne d'une augmentation de la quantité de biogaz formée. Avec le TSH 48 h, une charge organique de 26470 mg/l pourrait être convertie en 2,11/h de biogaz, donnant lieu à 95 % d'efficacité du traitement en termes d'élimination de la DCO.

### 1.7. Discussion

Pour évaluer l'impact d'une décharge sur l'environnement, il est nécessaire de caractériser les effluents qu'elle génère. En effet, quel que soit le mode d'exploitation d'une décharge, les lixiviats constituent, s'ils ne sont pas traités avant leur rejet, une source de nuisance qui vient s'ajouter aux nombreux problèmes de contamination du milieu environnant. Ces liquides chargés en substances minérales et organiques issues de la décomposition des déchets peuvent être entraînés par ruissellement et atteindre les eaux superficielles, ou s'infiltrer à travers le substratum de la décharge et contamine les eaux de la nappe phréatique. Les résultats relatifs à

la caractérisation des lixiviats de transport issus de déchets ménagers frais de Kasba Tadla montrent que ces lixiviats sont jeunes. Le pH acide, la valeur très élevée de la DCO confirment cette conclusion (*Benyoucef, 2017; Bhalla et al., 2012; Renou et al., 2007; Ramade, 1998; Millot, 1986; Reinhart et al., 1998*).

La valeur élevée de la DCO des lixiviats de transport montre que ces déchets sont en stade de biodégradation. Selon (*Chian et al., 1977; Pohland et al., 1983*). L'apparition de cette biodégradation avant leur mise en décharge est probablement causée par la forte teneur en eau de la fraction organique qui représente 59 % (*Benyoucef et al., 2015*) de la masse des déchets (*El Khorchi, 2011*). Largement supérieure à la valeur minimale de 55% nécessaire pour la biodégradation (*Chian et Dewalle, 1977*). À cause de ces populations microbiennes spécialisées.

D'autres études ont également été réalisées pour étudier l'influence de températures faibles sur la performance des bioréacteurs à boues granulaires anaérobies (*Angenent et al., 2001 ; Lettinga et al., 2001 ; Lew et al., 2003 ; Singh et Viraraghavan, 2003*). Ainsi, *Singh et Viraraghavan (2003)* ont montré qu'une bonne réduction de la DCO (70 à 90 %) peut-être atteinte dans un réacteur UASB fonctionnant en dessous de 11°C et avec un temps de séjour hydraulique de 6 h.

Le pH est un des paramètres les plus importants pour la méthanisation et un contrôle accru de sa variation est fondamental pour le bon fonctionnement des réacteurs (*Lens et al., 1995 ; Teo et al., 2000*). Un pH stable indique un système en équilibre et une méthanisation performante (*Damien, 2004 ; Canet & Pomares., 1995 ; Sanchez-Monedero et al., 2001 ; Ademe, 1995*). En revanche, des variations du pH, plus souvent sa diminution, sont signes de problèmes. Les bactéries méthanogènes sont très sensibles aux variations du pH : de petites altérations peuvent même menacer la production du biogaz. À cause de cela, le contrôle de l'alcalinité est important afin de maintenir le pH dans les valeurs voulues (*Bernet et Buffière, 2008*). Si la plage de fonctionnement acceptable d'un réacteur se situe entre 5,5 et 8,5, les valeurs idéales pour les microorganismes méthanogènes varient entre 6,7 et 7,4 (*Bitton 1999*).

Le pH est un indicateur qui permet de se situer dans les différentes étapes de dégradation des déchets. Les résultats donnent l'évolution du pH au cours du temps pour chaque lixiviat traité. Les premières mesures de pH du lixiviat brut sont inférieures à 5. Au cours du traitement une augmentation de pH pourrait s'expliquer par la mise en place, dans le réacteur, d'une réaction de dénitrification pendant laquelle la consommation de protons nécessaire pour réduire les nitrates ou nitrites en azote moléculaire et/ou en oxyde d'azote gazeux, provoque une augmentation du pH.

La mesure de la conductivité apporte une information globale sur la quantité d'espèces chargées présentes dans les différents lixiviats. Elle constitue un paramètre intéressant à suivre pour évaluer la charge minérale présente dans un effluent (*Hirai et al., 1986 ; Garcia et al., 1992 ; Avnimelech et al., 1996*). La conductivité des lixiviats brut est en moyenne de 14018  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Les analyses réalisées montrent que le lixiviat représente une source de pollution vu les taux élevés en matières oxydables. La charge polluante est loin d'être négligeable et se traduit par des quantités importantes en matières oxydables avec une valeur de 24123 mg/l pour la période humide. Ceci provoquera une succession de réactions de dégradation de la matière organique

(*Berner, 1984*). Ces réactions sont limitées à quelques espèces de bactéries méthanogènes nommées bactéries méthanogènes.

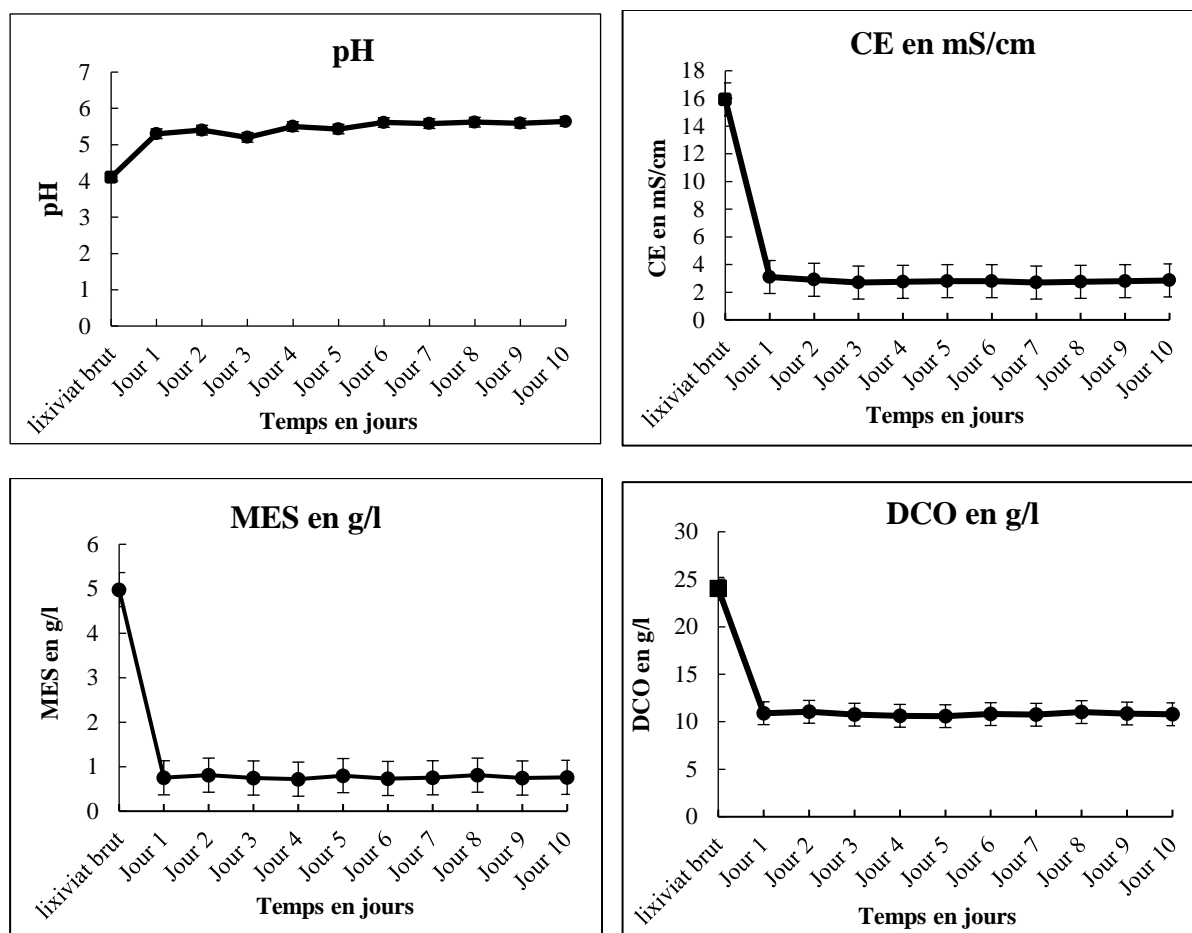
De même le volume du biogaz est important pour le contrôle et la surveillance du processus de la digestion anaérobie. En effet une production conséquente de biogaz reflète le bon fonctionnement du digesteur. Les résultats représente le volume total de biogaz produit durant toute la période du traitement avec les différent TSH 12h, 24h et 48h qui est compris respectivement 12, 53 et 105 litres pour 200 litres du lixiviats, cette variation est expliquée par la variation du temps de séjours hydraulique.

## 2. Suivi de la qualité des lixiviats de transport des DM au cours du traitement par UASB durant la période estivale

### 2.1. Suivi des paramètres physico-chimiques des lixiviats traité de transport au cours du temps de séjours de 12 heures

**Tableau 19** : Suivi des paramètres physico-chimiques des lixiviats de transport des DM de KT en TSH de 12 h

	pH	CE en $\mu\text{S/cm}$	MES en mg/l	DCO en mg/l
<b>Lixiviat brut</b>	4,1	15930	4980	25400
Jour 1	7,0	3100	750	9900
Jour 2	7,2	2900	810	9850
Jour 3	7,5	2700	745	9760
Jour 4	7,7	2750	720	9800
Jour 5	8,0	2800	800	9920
Jour 6	7,6	2800	735	9760
Jour 7	7,8	2700	750	9810
Jour 8	8,0	2750	810	9730
Jour 9	7,9	2800	745	9690
Jour 10	8,1	2850	760	9700



**Figure 16:** Evolution des paramètres physico-chimiques des lixiviats durant la période estivale en TSH de 12 h

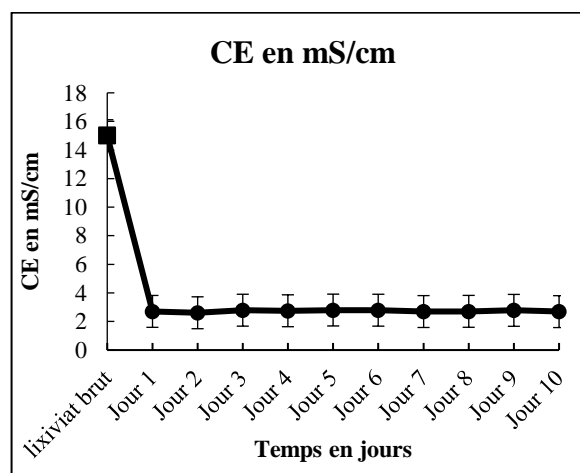
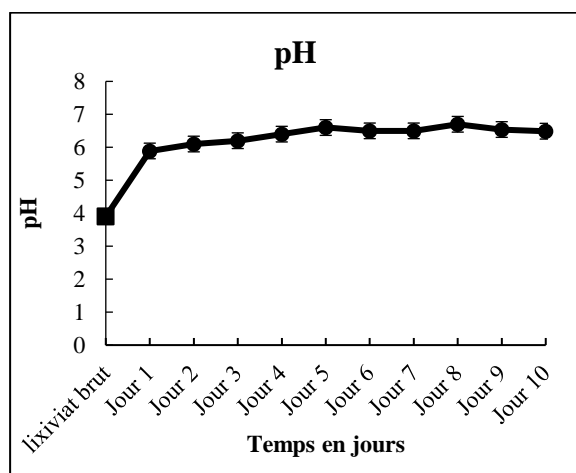
La figure montre l'effet de traitement anaérobie sur l'évolution du pH des lixiviats de transport issus des déchets frais. Pendant le temps de séjours de 12 heures du premier essai. Nous avons enregistré une valeur de 4,1 pour le lixiviat brut ; après le passage dans le réacteur, le pH est stabilisé à 7,7 comme valeur moyenne à la fin de l'expérimentation. Aussi dans la même la conductivité électrique dans les lixiviats a connu une évolution très importante durant la période de traitement. Elle était initialement de 15930  $\mu\text{S}/\text{cm}$  dans le lixiviat brut. Mais au cours de l'expérience, elle a connu une chute rapide jusqu'à la valeur de 3100  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , puis cette dernière stabilise par la valeur moyenne de 2815  $\mu\text{S}/\text{cm}$  durant toute la période de traitement, alors soit une diminution moyenne de 82 %. Pour les matières en suspension étaient présentes en grande quantité dans les lixiviat avant le début du traitement. La valeur initiale était de 4980 mg/l. Elle a chuté significativement durant le traitement par UASB pour atteindre une valeur moyenne de 762 mg/l, donc soit une réduction moyenne de 84 %. Également pour la DCO le lixiviat brut à une valeur initiale de 25400 mg/l, après le traitement cette dernière atteint 9792 mg/l comme valeur moyenne. En effet soit une diminution moyenne de 61 %, mais reste encore élevée. Avec une température moyenne de 47 °C qui comprise entre un maximum de 46 °C et un minimum de 49 °C durant la période de l'étude.

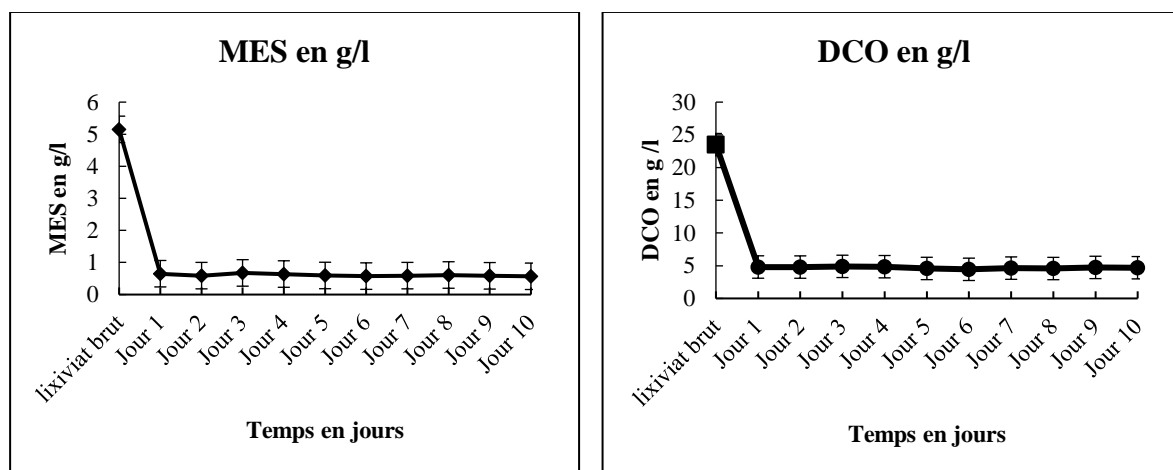
## 2.2. Analyse des paramètres physico-chimiques des lixiviats traité de transport au cours du temps de séjours de 24 heures

Les paramètres physico chimique des lixiviats de transport traite ont connu un suivi toute la période d'étude. L'analyse des résultats obtenus présente une amélioration dans la qualité des lixiviats traité.

**Tableau 20** : Suivi des paramètres physico-chimiques des lixiviats de transport des DM de KT en TSH de 24 h

	pH	CE en $\mu\text{S/cm}$	MES en $\text{mg/l}$	DCO en $\text{mgO}_2/\text{l}$
<b>Lixiviat brut</b>	3,9	16970	5150	23500
Jour 1	7,2	1840	650	1100
Jour 2	7,9	1810	590	1290
Jour 3	7,9	1820	675	1200
Jour 4	8,0	1800	640	1150
Jour 5	7,9	1820	595	1280
Jour 6	7,8	1815	575	1150
Jour 7	8,0	1800	590	1230
Jour 8	7,9	1815	610	1270
Jour 9	8,0	1810	585	1140
Jour 10	8,2	1825	570	1290





**Figure 17 :** Evolution des paramètres physico-chimiques des lixiviats durant la période estivale en TSH de 24 h

Les résultats obtenus confirment ceux qui ont été obtenus durant la période hivernale avec une amélioration très remarquable au fonctionnement de notre système de traitement suite à l'augmentation de la température. En effet, l'évolution de la conductivité électrique met en évidence des valeurs décroissantes d'une façon régulière par rapport au temps de résidence dans le réacteur UASB dès les premières heures pour avoir une diminution d'environ 89 % après un temps de séjours hydraulique de 24 heures, ce paramètre reste toujours en diminution mais avec une certaine stabilité pour arriver à une moyenne de 1815.5  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Le suivi du pH indique un caractère acide avec une valeur de 3,9 pour le lixiviat brut pour passer à la neutralité avec une valeur moyenne de 7,9 après le passage d'un TSH de 24 h au niveau du réacteur UASB. Le suivi du rendement épuratoire de la matière en suspension atteint une valeur moyenne de 88 %. En effet l'étude de l'évolution temporelle du rendement épuratoire de la DCO met en évidence un abattement très important qui est de l'ordre de 94 %.

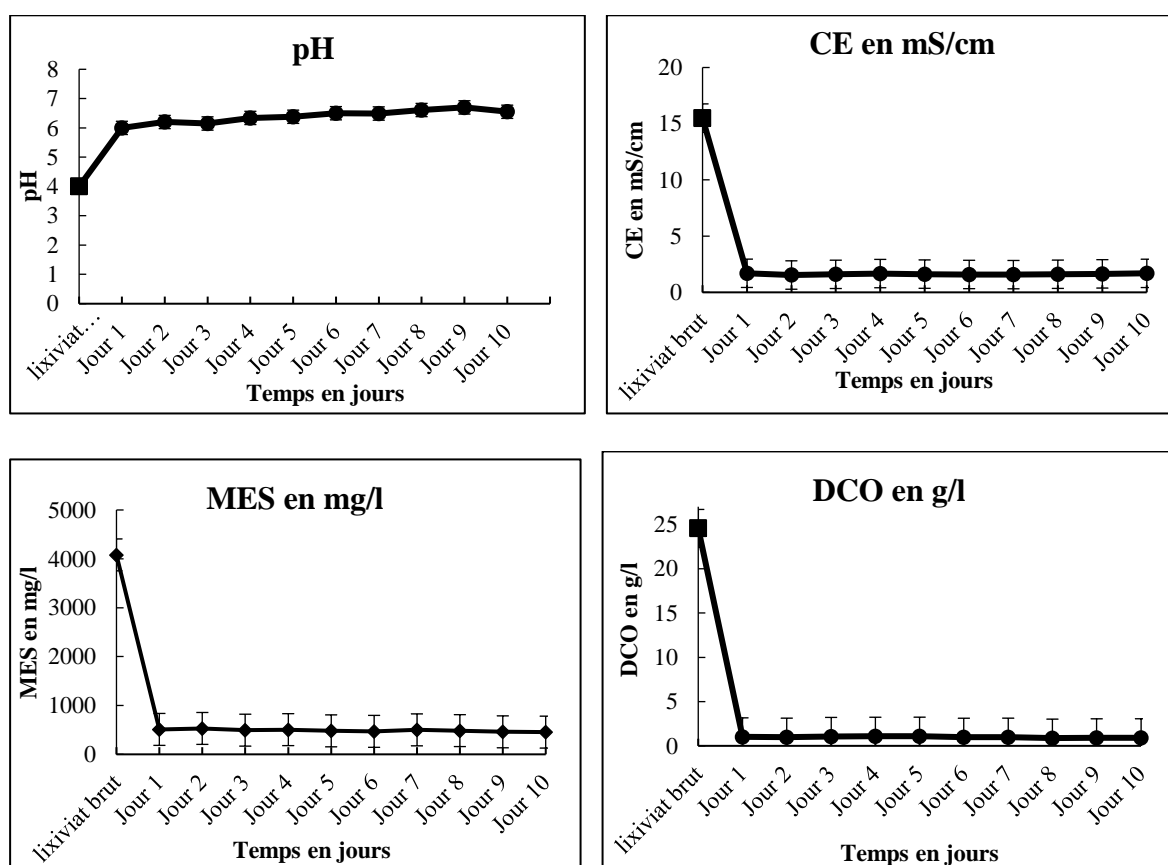
D'après ces résultats, on remarque que le traitement par UASB est un système adaptable aux conditions climatiques de la ville d'étude durant toute l'année avec des résultats satisfaisants, surtout pendant la période estivale où la température est très élevée qui a pour conséquence un rendement très important.

### 2.3. Paramètres physico-chimiques des lixiviats traité de transport au cours du temps de séjours de 48 heures

Les résultats obtenus d'après le traitement des lixiviats du transport par voie anaérobie avec un TSH de 48 h sont présentés dans le tableau suivant.

**Tableau 21** : Suivi des paramètres physico-chimiques des lixiviats de transport des DM de KT en TSH de 48 h

	pH	CE en $\mu\text{S/cm}$	MES en mg/l	DCO en mg/l
<b>Lixiviat brut</b>	4,7	16500	4800	24550
Jour 1	7,8	810	310	910
Jour 2	8,0	815	330	890
Jour 3	8,1	800	295	915
Jour 4	8,2	805	305	890
Jour 5	8,1	806	280	910
Jour 6	8,2	810	370	880
Jour 7	8,3	808	300	905
Jour 8	8,2	807	285	880
Jour 9	8,4	810	270	920
Jour 10	8,3	815	265	875



**Figure 18** : Evolution des paramètres physico-chimiques des lixiviats durant la période estivale en TSH de 48 h

Tous les paramètres suivis ont connus une nette variation entre l'échantillon brut et les lixiviats au cours du traitement par UASB dès les premières heures. En effet, l'évolution de la conductivité électrique met en évidence des valeurs décroissantes d'une façon régulière par rapport au temps de résidence dans le réacteur UASB, soit une diminution de 95 % après un temps de séjours hydraulique de 48 heures. Pour le suivi de la productivité épuratoire de la matière en suspension, il atteint une valeur moyenne de 94 %. Pendant cet essai, une baisse importante et régulière de la DCO du lixiviat a été observée la ramenant à la valeur moyenne de 897 mg/l, soit un taux d'abattement de 96 %.

Le suivi du pH montre un caractère acide avec une valeur initiale de 4,7 pour les lixiviats brut. Par contre, ce dernier a augmenté rapidement jusqu'à la valeur de 8,2 après traitement. La conductivité électrique des lixiviats bruts était très élevée au début de l'essai par une valeur de 16500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Au cours du traitement, elle a fortement chuté jusqu'à la valeur de 810  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et s'est ensuite stabilisée autour de la valeur moyenne 808  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , soit une diminution moyenne de 95 %.

Les essais ont enregistrées des valeurs très importantes suite à la diminution des différents paramètres physico-chimiques dans un temps optimal, ce qui confirme la réussite de cette technique de traitement pour ce type d'effluent.

#### 2.4. Analyse des éléments traces métalliques

Les résultats d'analyse des métaux lourds dans le lixiviat brut et traité par la digestion anaérobie durant la période estivale sont illustrés sur le tableau 24. On note la présence dans l'effluent de plusieurs éléments métalliques et notamment As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Hg, Al, et Zn.

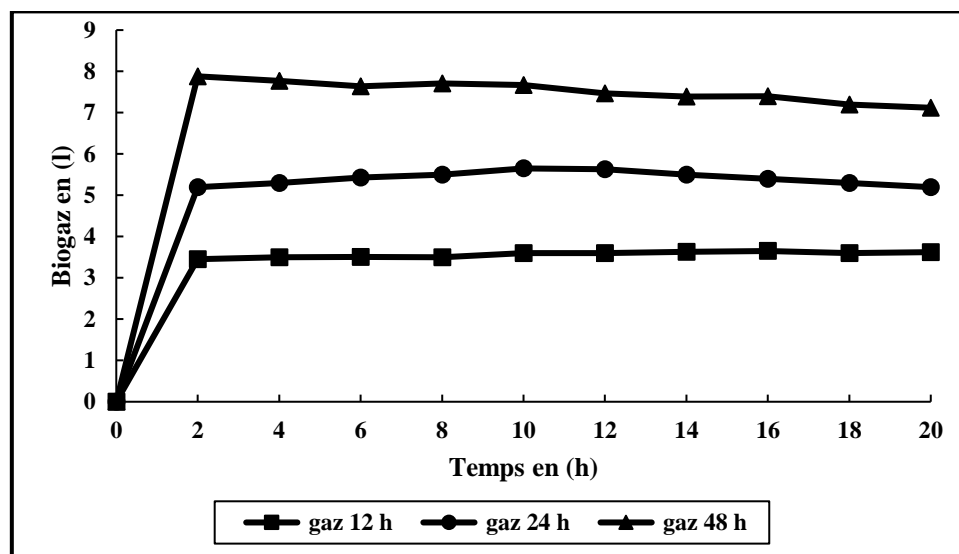
Le traitement avec le réacteur UASB est généralement très adapté pour l'élimination du Cr, Cd, Pb, Ni, Hg, Zn et du As respectivement 81%, 85%, 94%, 97% et 98%. Par contre l'élément Mg connaît une augmentation par une valeur moyenne de l'ordre de 260 mg/l.

**Tableau 22 :** Concentrations en éléments métalliques dans les lixiviats traité de transport des déchets de KT pour les trois TSH (12 h, 24 h et 48 h) durant la période estivale

Paramètres	Concentrations initiales moyenne en (mg/l)	Concentrations en (mg/l) pour TSH de 12 h	Concentrations en (mg/l) pour TSH de 24 h	Concentrations en (mg/l) pour TSH de 48 h
<b>Cd</b>	0,7	0,12	0,11	0,1
<b>Cu</b>	11,3	4,5	2,5	1,3
<b>Fe</b>	106,1	11,0	7,8	61
<b>Pb</b>	6,8	0,9	0,2	0,1
<b>Zn</b>	8,0	0,4	0,3	0,2
<b>Al</b>	15,0	5,1	3,1	1,3
<b>Mn</b>	28,4	4,9	2,5	1,89
<b>Mg</b>	11,2	213,0	273,0	294,0
<b>As</b>	5,0	0,2	0,1	0,1
<b>Cr</b>	2,6	0,8	0,6	0,2
<b>Hg</b>	7,1	0,2	0,2	0,1
<b>Ni</b>	5,2	0,3	0,1	0,1



## 2.5. Evolution de production du biogaz au cours du période estivale en fonction du TSH



**Figure 19 :** Evolution de la production du biogaz au cours de traitement des lixiviats par UASB durant la période estivale avec des trois TSH

Le traitement des effluents des DM par UASB avec différents TSH a été accompagné par un suivi des quantités des biogaz produites suite à la biodégradation anaérobie de la matière organique par les microorganismes lors de notre processus de traitement.

L'évolution de la production du biogaz au cours du processus de traitement à un TSH de 48 h a donnée 3 l/h du biogaz, par une vitesse de l'ordre de 4 litres par heure de lixiviat, ce qui justifie qu'il y a une très forte production de biogaz par rapport aux quantités des lixiviats traité. Cette forte production de biogaz explique le fort rabattement de la charge polluante. Il est lié avec un abattement de DCO d'environ 96%. Dans ces conditions de traitement, la réduction très importante de la charge polluante a été corrélée avec une production raisonnable du biogaz.

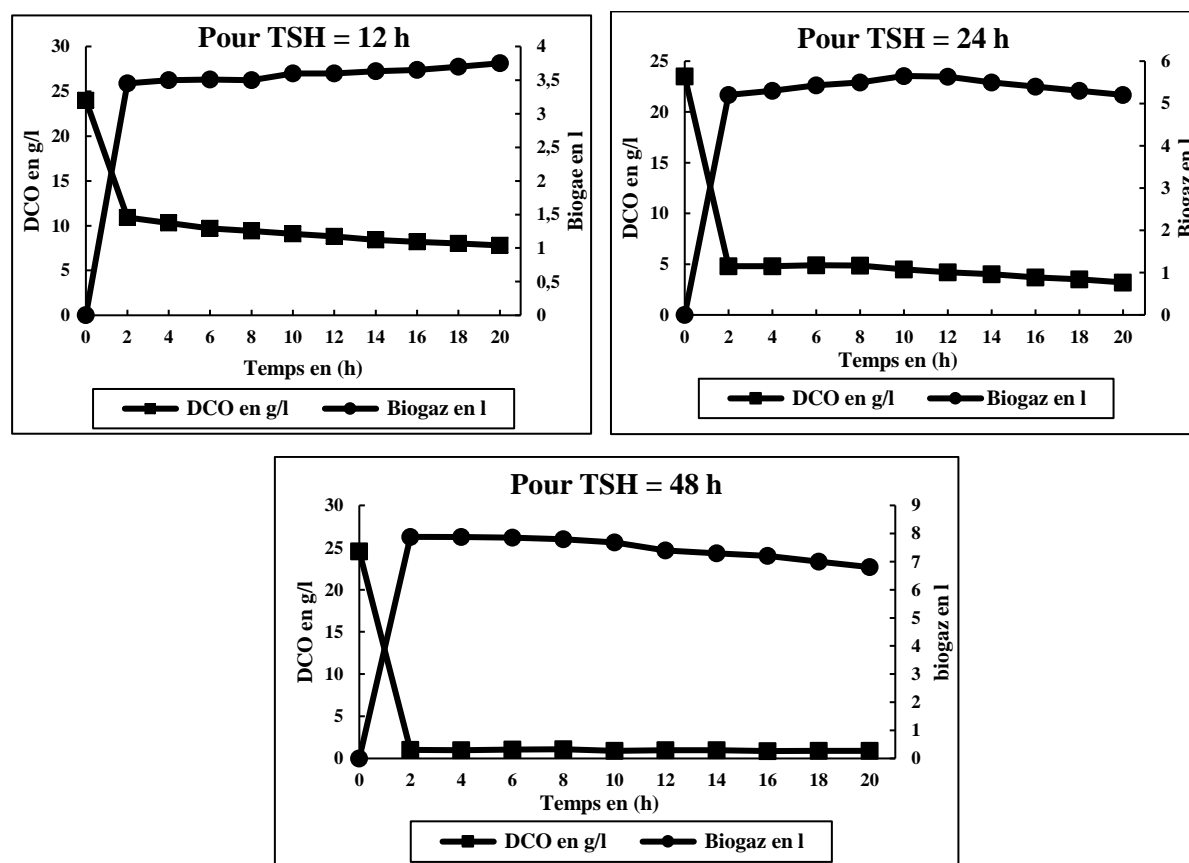
L'augmentation du débit à 8 l/h a affecté fortement la production du biogaz. En effet, les résultats montrent que la vitesse de production de biogaz est de l'ordre de 2,2 l/h. Cette vitesse de production est légèrement faible par rapport à celle obtenue pour un débit de 4 l/h pour le TSH de 24 h. Cette baisse de production de biogaz est liée directement à l'abattement de la DCO qui a été de l'ordre de 94 %.

La vitesse de production du biogaz a connue toujours une diminution en fonction de l'accroissement du débit d'écoulement des lixiviats qui est de l'ordre de 16 l/h pour le TSH de 12 h. D'après notre suivi nous avons enregistré une production de l'ordre de 1,4 l/h soit une diminution de 54 % par rapport à la production de biogaz par un débit de 4 l/h et une diminution de 25 % par rapport au débit de 8 l/h.

D'après les courbes on remarque que la quantité du biogaz produite est on augmentation pour le TSH de 12 h ce qui signifie que la quantité des matières organiques est satisfaite pour l'activité des microorganismes. Concernant les courbes des TSH de 24 h et 48 h, on a enregistré une progression des volumes de biogaz produit dès les premières heures de processus de traitement. Mais après le passage d'une période de 12 heures on a remarqué une régression dans

les quantités produites ce qui est expliqué par l'abatement de la matière organique et par la suite une diminution dans l'activité des microorganismes.

### 2.6. Evolution de la production du biogaz en fonction de la DCO pendant la saison estivale



**Figure 20 :** Comparaison de volume du biogaz en fonction de la DCO pour les trois TSH au cours de la saison estivale

La corrélation entre la production de biogaz et l'élimination de la DCO est présentée à la figure 26. Il ressort des courbes que l'évolution de la DCO dans l'effluent est inversement proportionnelle à l'évolution du volume de biogaz produit. En effet, la diminution de la teneur en DCO s'accompagne d'une augmentation de la quantité de biogaz formée. Avec TSH 48, une charge organique de 24483 mg/l pourrait être réduite à 897 mg/l, donnant lieu à 96 % d'efficacité du traitement en termes d'élimination de la DCO.

### 2.7. Discussions

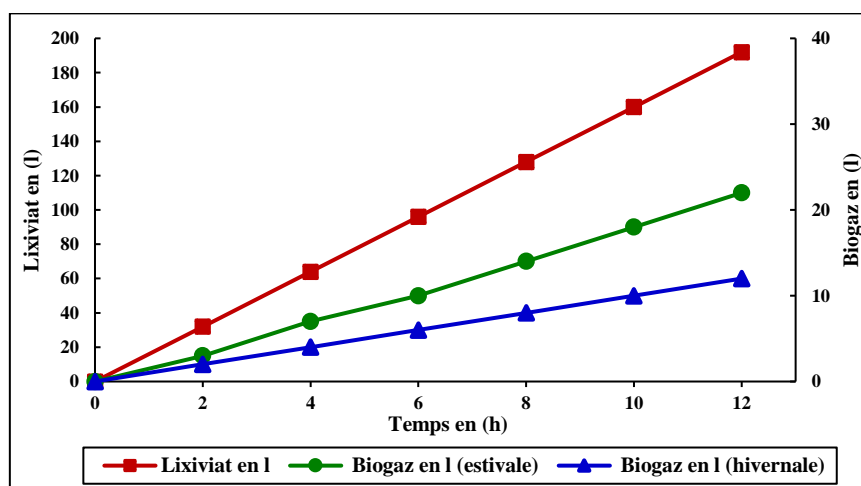
A titre de rappel, cette étude a été réalisée dans un digesteur anaérobie pilote de 200 litres de volume total, à une température moyenne de 47 °C. Le temps de séjour hydraulique (TSH) était de 12, 24 et 48 heures, avec une charge organique moyenne de 24483 mg/l de DCO. La valeur élevée de la température au cours du traitement peut être expliquée par la température ambiante qui a, elle aussi, importante durant la période de l'essai. L'augmentation du pH constatée au niveau du lixiviats traité est probablement due à la consommation des molécules organiques acides par les microorganismes (*Hakkou, 2000 ; Farquhar et Rovers, 1973 ; Christensen et al.,*

1998). De plus, la libération du CO<sub>2</sub> par l'activité microbienne, lequel CO<sub>2</sub> réagit avec l'eau en produisant l'ion bicarbonate HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> qui tamponne le pH vers la neutralité (Labbe, 1996). Ceci a été confirmé par certains auteurs (Williams, 2005 ; Deneuvy, 1987 ; Labbe, 1996 ; Michel & Reddy, 1998 ; Beck-Friis et al., 2003). Comme pour les autres processus biochimiques, l'élévation de la température engendre une augmentation de l'efficacité de la méthanisation. La digestion anaérobie se déroule de façon optimale au voisinage de la neutralité, Les bactéries anaérobies, comme tous les êtres vivants, ont besoin d'éléments nutritifs pour vivre et se reproduire. Selon plusieurs auteurs (Ahn, 2000 ; Tay et al., 2000 ; Batstone et Keller, 2001, Batstone et al., 2004), la composition de l'effluent à traiter est le facteur le plus déterminant dans les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques des granules anaérobies. Le pH est donc un paramètre qui renseigne sur la stabilité et le bon fonctionnement du processus, sa variation dépend de l'existence des différentes espèces en solution, tels que (CO<sub>2</sub>,...etc). La stabilité du processus sera assurée à des valeurs de pH comprises entre 6,5 et 7,5 (Moletta, R., 2002), comme confirmé par les résultats expérimentaux. En effet les valeurs du pH sont comprises entre 7,7, 7,9 et 8,2 durant toute la période de suivi de la digestion anaérobie avec une valeur moyenne de 7,9 qui favorise la stabilité du processus et donc le bon fonctionnement du réacteur. La demande chimique en oxygène est utilisée pour exprimer la charge de pollution. De plus, c'est un paramètre qui peut être dosé rapidement. Ceci renseigne sur la quantité totale des matières organiques présentes dans l'effluent. L'abattement obtenu de la DCO 96 % est très encourageant comparé aux données de la bibliographie. Il dépasse les résultats observés par (Hakkou., 2000) (93 % pour la DCO).

La digestion des charges polluantes par les microorganismes anaérobies est accompagnée par une production du biogaz. De même le volume du biogaz est important pour le contrôle et la surveillance du processus de la digestion anaérobie. En effet une production conséquente de biogaz reflète le bon fonctionnement du digesteur. Les résultats représentent le volume total de biogaz produit durant toute la période du traitement avec les différents TSH 12h, 24h et 48h qui est compris respectivement 22, 67 et 153 litres par 200 litres du lixiviat, cette variation peut être expliquée par la variation du débit et de la composition de l'effluent d'alimentation à l'entrée du digesteur. Nos résultats et ceux obtenus par la littérature (Neena et al., 2007 ; Bohdziewicz & Kwarciak, 2008), ont donné des valeurs très satisfaisantes suite à la diminution des différents paramètres physico-chimiques dans un temps optimal, cela peut être expliqué par le fait que cette diminution considérable, presque totale de la DCO après le traitement anaérobie avec un TSH de 48h montre que la matière organique existant dans ces types de lixiviats jeunes est facilement biodégradable par les microorganismes anaérobies. Cette matière organique est probablement constituée par une prédominance de petites molécules (Millot, 1986; Labbe, 1996; Jupsin et al. 2002). Après traitement par UASB, la valeur de la DCO est devenue inférieure à la limite de rejet indirect rapportée par El Haite (2010) qui est de 1.000 mg/l. ce qui confirme la réussite de cette technique de traitement pour ce type d'effluent.

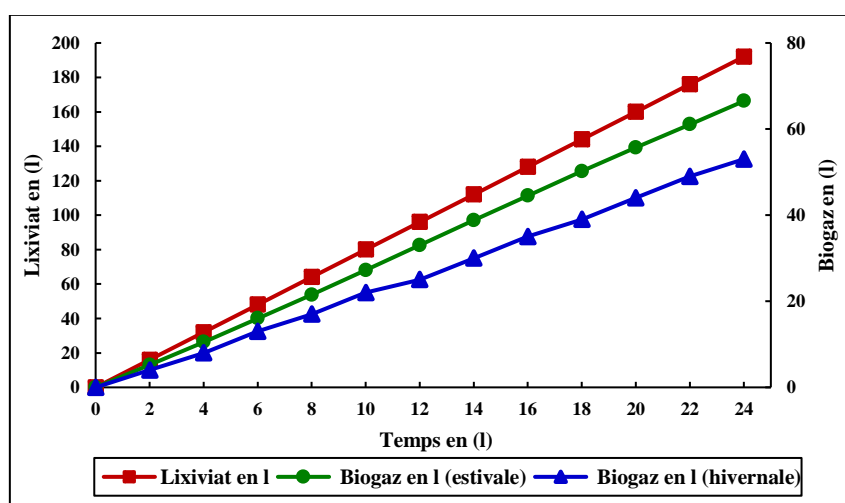
### 3. Comparaison de la production de biogaz pendant le traitement par UASB

Le traitement des lixiviats des DM par UASB avec différents TSH a été accompagné par un suivi des quantités des biogaz produites suite à la biodégradation anaérobie de la matière organique par les microorganismes lors de notre processus de traitement.



**Figure 21:** Comparaison de l'évolution de la production du biogaz au cours de traitement des lixiviats par UASB avec un TSH de 12 h

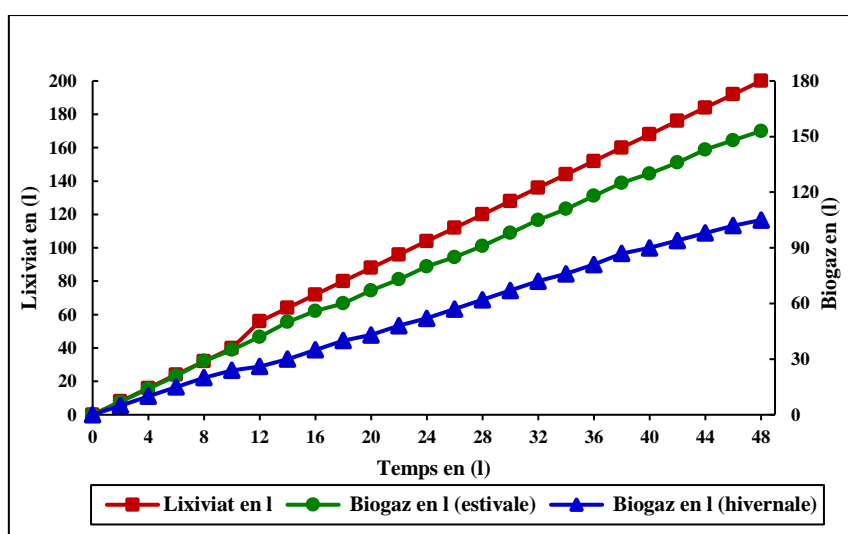
L'évolution de la production du biogaz au cours du processus de traitement des lixiviats par un débit d'écoulement de 16 l/h pour le TSH de 12 h donne des résultats importantes. D'après notre suivi nous avons enregistré une production de l'ordre de 1,4 l/h pour la période sèche, et une quantité de 0.7 l/h pour la saison hivernale. Ainsi un cumul de 12 litres de biogaz pour l'hiver et 22 l pendant l'été. Soit une diminution de 44 % par rapport à la production de biogaz au cours de la saison estivale. De ce fait le processus température a un effet sur l'activité des micro-organismes, par l'accélération de la dégradation des matières organiques polluantes existant dans l'effluent. Et par la suite, une déference à la quantité de biogaz produite.



**Figure 22 :** Evolution de la production du biogaz au cours de traitement des lixiviats par UASB avec un TSH de 24 h

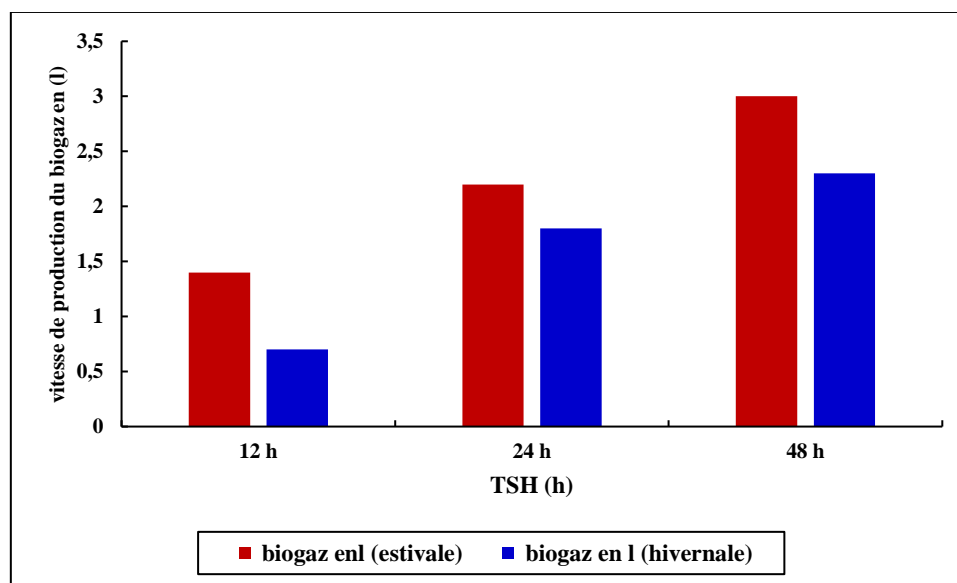
La diminution du débit à 8 l/h a affecté fortement la production du biogaz. En effet les résultats montrent que la vitesse de la production de biogaz est de l'ordre de 2,2 l/h pour l'été. Et un volume de 1,8 l/h au cours de l'hiver, soit une réduction de 12 % par rapport à la production de biogaz au cours de la saison estivale. Le traitement de 200 litres des lixiviats brut donne un cumul de biogaz de 53 l, 67 l respectivement hiver, été.

Cette vitesse de production est importante par rapport à celle obtenue pour un débit de 16 l/h. Cet accroissement de la quantité de biogaz engendrée est lié directement à l'abattement de la DCO qui a été de l'ordre de 94 %. En effet, l'élément responsable de ces résultats obtenus est le TSH, si on augmente ce dernier on donne plus de temps aux micro-organismes pour dégrader les substances polluantes et par la suite une production plus importante de biogaz.



**Figure 23 :** Comparaison de l'évolution de la production du biogaz au cours de traitement des lixiviats par UASB avec un TSH de 48 h

Le suivi de la production du biogaz au cours du processus de traitement par UASB à un TSH de 48 h (4 l/h), a enregistré une quantité de l'ordre de 3 l/h pour la saison estivale, et un cumul de 153 litre pour de 200 litres de lixiviat brut, et un volume de 2,1 l/h pendant la période de l'hiver et un cumul de 105 l de biogaz. Ce qui justifie qu'il y a une très forte production de biogaz par rapport aux quantités des lixiviats traité. Cette forte production de biogaz explique le fort rabattement. Il est lié avec un abattement de DCO d'environ 96 %. Dans ces conditions de traitement, la diminution très importante de la charge polluante a été corrélée avec une production importante du biogaz.



**Figure 24 :** Comparaison de la production du biogaz entre les deux saisons pour différents TSH

L'intérêt de la biométhanisation est de nature énergétique. Le biogaz comprenant pour moitié du méthane et pour moitié du gaz carbonique, divers autres gaz peuvent se trouver en mélange avec ce mélange initial. En outre le  $\text{CO}_2$  a tendance à se dissoudre dans les effluents aqueux. C'est la raison pour laquelle le biogaz est plutôt constitué de 60 % de  $\text{CH}_4$  et 40 % de  $\text{CO}_2$ . Sur le plan énergétique, le biogaz issu de la méthanisation a pratiquement les mêmes propriétés que le gaz naturel. L'utilisation du biogaz à des fins de chauffage, de production de l'eau chaude ou de vapeur, la production d'électricité, la production combinée d'électricité et de la chaleur par cogénération, gaz naturel après épuration, carburant automobile après épuration et compression.

## Conclusion

D'après les résultats obtenus au cours de ce travail, les lixiviats de transport issus des déchets ménagers frais du Kasba Tadla sont chargés en matière organique polluante facilement biodégradable. Leur DCO, est très élevés 24483  $\text{mgO}_2/\text{l}$ . L'essai de traitement par voie anaérobie de ces lixiviats a abouti à des résultats satisfaisants en termes de la réduction de cette pollution comparés à ceux mentionnés dans la littérature. Les abattements de la DCO, a atteint des valeurs supérieures à 95 % après un TSH de 48 heures.

La Technique de traitement par UASB à présenter leur efficacité par un abattement de la DCO par 94% avec un TSH optimal et une température moyenne de 27 °C durant la période d'hiver. La convergence de ces effluents vers la neutralité, et que notre processus commence son fonctionnement dès les premières heures de démarrage du système. Les conditions climatiques de la zone d'étude sont très favorable pour le fonctionnement de cette technique nous avons réalisés un abattement de 96% de la DCO pendant la période estivale, avec une température moyenne de l'ordre de 47.6 °C est avec un minimum de l'ordre 26 °C en hiver et un maximum qui peut arriver jusqu'à 49 °C pendant l'été. Les résultats obtenus d'après l'analyse des métaux lourds ont montré une élimination importante des éléments métalliques en particulier les

éléments As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Mg, Hg, Al, et Zn. Le traitement avec le réacteur UASB est généralement très adapté pour l'élimination du Cr, Cd, Pb, Ni, Hg, Zn et du As respectivement 81%, 85%, 94%, 96%, 97% et 98%. Une production de biogaz importante par rapport à la réduction de la charge polluante de l'effluent, Dans ces conditions de traitement, on a atteint à une quantité de 177 l de biogaz à partir de 200 l de lixiviat, avec un TSH de 48 heures pendant la saison estivale.

A partir de ces essais, on peut conclure que le TSH adéquate à la ville de Kasba Tadla est de 24 h. ce temps de résidences répond aux exigences de la quantité des lixiviats produit.

## **Chapitre IV : Valorisation du potentiel méthanogène des lixiviats de transport avec production du biogaz de deuxième génération à partir de la pulpe de caroube**

### **Introduction**

#### **I. Généralités**

Le caroubier (*Ceratonia siliqua L.*) appartient à la famille des légumineuses (Fabacées) de l'ordre des Rosales, de la sous-famille des césalpiniciacées. C'est un arbre sclérophylle, sempervirent, qui peut atteindre 7 à 20 m de hauteur. Il a une écorce lisse et grise lorsque la plante est jeune ; et brune et rugueuse à l'âge adulte. Son bois de couleur rougeâtre est très dur. Le caroubier peut vivre jusqu'à 200 ans (*Ait Chitt et al., 2007; Battle & Tous, 1997; Yousif et Alghzawi, 2000; Rejeb et al., 1995*). Il est largement cultivé dans les régions méditerranéennes à des fins ornementales et industrielles et nécessite peu d'entretien (*El Hajaji, 2010*). Le caroubier, dont l'aire de répartition s'étend dans les secteurs des plateaux et en moyennes montagnes jusqu'à 1700 m d'altitude, est indifférent à la nature du substrat ; il tolère les sols pauvres, sableux, limoneux lourds, rocailleux et calcaires, schisteux, gréseux et des pH de 6,2 jusqu'à 8,6 ; mais il craint les sols acides et très humides (*Baum, 1989 ; Sbay et Abrouch, 2006; Zouhair, 1996*). Le fruit du caroubier ou la caroube, se compose d'une pulpe enveloppant des graines régulières. En effet la pulpe sucrée de la caroube est employée depuis longtemps comme nourriture de bétail à côté d'autres aliments comme la farine d'orge (*Ait Chitt et al., 2007*).

La farine, obtenue en séchant, torréfiant et moulant les gousses après les avoir débarrassées de leurs graines, est employée surtout en agro-alimentaire (*Sbay et Abourouh, 2006*) ; dans la préparation de jus sucrés, du chocolat, de biscuits et comme remplaçant de cacao (*Berrougui, 2007*). La pulpe et les graines sont les deux principaux constituants de la gousse du caroubier et représentent respectivement 90% et 10% de son poids total. Selon plusieurs auteurs, la composition chimique de la pulpe dépend en général, du cultivar, de l'origine et parfois de la période de récolte (*Orphanos et Papaconstantinou, 1969; Vardar et al., 1972; Calixto et Cañellas, 1982; Albanell et al., 1991*). Selon les travaux d'*Avallone et al., (1997) ; Bengoechea et al., (2008)*, la gousse de caroube est riche en hydrates de carbone et en fibres, elle contient une faible quantité de protéines et des teneurs négligeables en lipides ; quant à la teneur de la caroube en minéraux elle est appréciable.

#### **1. Distribution géographique**

Le caroubier est distribué dans toute la région du bassin méditerranéen. On le rencontre actuellement dans une zone allant de l'Espagne et du Portugal jusqu'en Turquie, en Syrie, en passant par le Maroc, l'Algérie, la Tunisie, la Lybie, l'Égypte, le Liban, la Grèce, l'Italie et la France. Plus récemment, le caroubier a été introduit dans de nombreux autres pays à climats chauds et semi-arides, principalement aux États-Unis (Floride et Californie), l'Australie et l'Argentine, l'Arizona, le Chili, le Mexique et l'Afrique du Sud (*Battle et Tous, 1997*).



**Tableau 23** : Superficie (ha) du caroubier dans les pays producteurs, (*FAOSTAT 2008*)

<b>Pays</b>	<b>2006</b>	<b>%</b>
Espagne	58000	55.8
Maroc	12000	11.5
Portugal	9100	8.8
Italie	8754	8.4
Grèce	4861	4.7
Chypre	2066	2.0
Turquie	3150	3.0
Autres	6000	5.8
<b>Total</b>	<b>103931</b>	<b>100</b>

## 2. Production mondiale

Le caroubier présente une irrégularité de production très marquée dont on attribue généralement la cause à une mauvaise pollinisation, à des déficiences en soins cultureux et aux conditions climatiques (*FAO, 2003*). La production mondiale annuelle de caroube essentiellement méditerranéenne, est estimée à 310 000 tonnes dont les principaux producteurs sont l'Espagne (42%), l'Italie (16%), le Portugal (10%), le Maroc (8%), la Grèce (6,5%), la Chypre (5,5%) et la Turquie (4,8%) (*FAOSTAT, 2010*). Ainsi, L'Espagne étant le plus grand pays producteur et exportateur des gousses de caroube avec une production d'environ 150.000 t/an, couvre 57,5% de la superficie cultivée, et 47,6% de la production mondiale (*Petit & Pinilla, 1995 ; Matthausa & Ozcan, 2011*). La différence en rendement dépend de la récolte, de la région et des pratiques de culture (*Makris et Kefalas, 2004*). Ainsi, La grande variabilité phénotypique au sein et entre les cultivars a d'importantes implications pour la sélection, la création de nouvelles plantations et l'optimisation de la productivité de cette culture (*Battle et Tous, 1997; Yousif & Alghzawi, 2000*). La production marocaine a au contraire connu une augmentation durant les 30 dernières années et elle est estimée à 26 000 t en 2006. Les régions les plus productives sont : Fès, Marrakech, Agadir, Essaouira, Taza, El Hoceima, Khénifra et Beni Mellal.

**Tableau 24** : Production mondiale de caroube (*FAOSTAT 2010*)

Pays	Production en tonnes 2004	Production en tonnes 2006	Production en tonnes 2008
Espagne	67000	70000	72000
Italie	24000	26110	31224
Maroc	40000	26000	25000
Portugal	20000	20000	23000
Grèce	19000	14815	15000
Turquie	14000	12388	12100
Chypre	7000	5650	3915
Algérie	4600	3000	3600
Liban	3200	2500	2800
Tunisie	1000	1000	1000
<b>Total</b>	<b>199800</b>	<b>186279</b>	<b>189639</b>

Durant le siècle dernier, la production mondiale de caroube a connu une chute dramatique, elle est passée de 650.000t en 1945 (*Orphanos et Papaconstantinou 1969*) à 310.000 tonnes en 1997. La grande perte a été enregistrée en Espagne où la production a chuté de 400.000 tonnes en 1930 à 150.000 tonnes en 1990 (*MAPA, 1994*). Selon *Battle (1997)*, la régression accusée dans la production du caroubier a été principalement liée à la baisse des prix et aux programmes du développement des zones côtières au dépend des plantations de caroubier.

### 3. Situation du caroubier au Maroc

Au Maroc, le caroubier occupe une superficie de 30 000 ha. Il est localisé dans les plaines et les moyennes montagnes du Rif, du Moyen Atlas, du Haut Atlas et de l'Anti-Atlas et sous des bioclimats de type humide, sub-humide, semi-aride et aride côtier à variantes chaude et tempérée. Il est souvent en association avec l'olivier, le lentisque, le thuya ou l'arganier. La principale population spontanée de caroubier est localisée dans les régions de Tafechna et Aît Ishaq (province de Khénifra) entre 600 et 1000 m d'altitude, en association avec d'autres espèces forestières et abritée des vents et du froid. La production du caroubier dépend essentiellement des précipitations. Elle est estimée à 16 000 T en gousses (4800 T en graines). Elle n'a pas cessé d'augmenter depuis une quinzaine d'années. La densité à l'hectare varie de 5 à 25 pieds.

### 4. Composition de la pulpe

La pulpe sucrée de la caroube est employée depuis longtemps comme nourriture pour les bétails (*Ait Chitt et al., 2007; Manso et al., 2010*). La pulpe du fruit de caroube contient des glucides sucrés, ainsi que des fibres alimentaires, des tanins et des polyphénols (*Papagiannopoulos et al., 2004, Makris & Kefalas, 2004*). La caroube broyée est traitée industriellement et vendue dans les grands magasins et les marchés locaux comme un substitut du cacao (*Yousif, 2000; Kumazawa et al, 2002; Ayaz, 2007; Bengoechea et al., 2008*). La pulpe des gousses de

caroube contient des teneurs élevées en sucre (saccharose, fructose et glucose) et peut être utilisé comme matière première pour la production des sirops (*Petit et Pinilla, 1995*) et du saccharose cristallisé (*Lafuente, 1961*) pour l'industrie alimentaire. La composition chimique de la pulpe varie en fonction des cultivars, de l'origine géographique, du temps de la récolte et des facteurs environnementaux. (*Battle et Tous, 1997; Biner et al, 2007; Owen et al, 2003 ; Davis et al.1971; Orphanos et Papaconstantinou, 1969*). *Thomson (1971)* a découvert dans 40 cultivars un taux de sucres de 37 à 62 %, des protéines brutes de 2,2 à 6,6 %, des fibres brutes de 4,2 à 9,6 %. Alors que d'autres auteurs ont rapporté un contenu riche en polyphénols (16-20 % essentiellement des tanins) et en fibres alimentaires jusqu'à 39,8 % (*Avalone, 1997 ; Wursh et al., 1984 ; Battle et Tous, 1997; Biner et al, 2007; Owen et al, 2003; Youssef et al, 2009, Marakis, 1996; Santos et al, 2005; Yousif et Alghzawi, 2000*). *Avallone et al., (1997), et Bengoechea et al., (2008)* ont rapporté des taux élevés en glucides (>50%) avec une faible quantité de protéines (1-2 %) et des teneurs négligeables en matières grasses (0,5-0,7), et environ 18 % de cellulose et de l'hémicellulose, et une teneur appréciable en minéraux.

**Tableau 25:** Composition chimique de la pulpe de caroube (*Biner et al., 2007*)

La pulpe	La quantité en (%)
Glucides	48 à 72
Protéines	1- 2 %
Matières grasses	0.5- 0.7 %
Cellulose et hémicellulose	18 %
Pectines et fibres	4.2 à 9.6 %
Cendres	1.5- 2.4 %
Polyphénols	16 – 20 %

## 5. Préparation de la caroube

Au laboratoire, nous avons séparé la pulpe de la graine des gousses. Ensuite, les échantillons ont été concassés pour éliminer leur graine, puis broyé à l'aide d'un broyeur manuel, tamisé et stockée à l'abri de la lumière dans des flacons en verres pour des analyses ultérieures selon six classes granulométriques allant de 1 cm à 250 µm de la pulpe de la caroube. Pour chaque essai on met 2 Kg de la matière dans le réacteur qui a une capacité de 200 litres des lixiviats brut, et qui est fixé à un temps de séjours hydraulique de 24 h. (Annexe photo 10, 11, 12, 13)

**Tableau 26:** Les classes granulométriques de la caroube utilisé dans le traitement

Echantillons	Taille classes
1	2 cm à 1 cm
2	6 mm à 3 mm
3	2 mm
4	710 µm
5	500 µm
6	250

## 6. Dosage des sucres totaux dans la pulpe de la caroube

L'analyse des sucres dans la pulpe a pour but d'avoir quel est la conséquence de la teneur en sucre sur la production du biogaz. Nos résultats concernant la teneur de la caroube en sucre s'accordent parfaitement avec la littérature, ainsi les études effectuées par (*Biner et al., 2007*) ont montré que les sucres sont représentés majoritairement par le sucrose avec 384 mg/g de matière sèche, le glucose avec 33 mg/g de matière sèche et le fructose avec 115 mg/g de matière sèche.

Les gousses de caroube sont caractérisées par une teneur élevée en sucres (environ 500 g/kg) plus élevée que celle présente dans la betterave ou dans la canne (environ 200g/kg) (*Petit & Pinilla, 1995*). Il est bien connu que le saccharose est le sucre le plus abondant dans la gousse de caroube (*Calixto et al, 1982; Gubbuk et al, 2010*), suivi par le glucose et le fructose. Et les teneurs des autres sucres (xylose, maltose) sont plus faibles et la cellulose et l'hémicellulose représente de l'ordre de 18 %. Cependant, ces proportions varient selon les auteurs (*Karkacier & Artik, 1995; Kumazawa et al, 2002 ; Biner, 2007*). Ces différences au sein de la littérature sont attribuées à de nombreux facteurs tels l'origine géographique, les conditions climatiques, la diversité entre les variétés, la récolte et le stockage, et les facteurs techniques tels que l'extraction et les méthodes d'analyse (*Owen et al, 2003; Papagiannopoulos et al., 2004*).

La pulpe de la caroube que nous avons utilisée est d'origine de Beni Mellal, après l'analyse pour déterminer la quantité des sucres de ce produit il contient de 58 % des sucres totaux. Ces teneurs sont supérieures à celles trouvées par (*Biner et al., 2005*) qui sont de l'ordre de 53 g/100g.

## 7. Surface spécifique

L'objectif de la Ss est de savoir quel sont les classes granulométriques adéquate pour une meilleure production de biogaz, après cet analyse on a éliminé 4 classes à cause de leurs valeur non pas représentatif.

**Tableau 27 :** Surface spécifique de la pulpe de caroube

Tailles en ( $\mu\text{m}$ )	Surfaces spécifiques en ( $\text{m}^2/\text{g}$ )
710	73,5
500	98

## II. Composition physico-chimique des lixiviats avant l'ajout de la pulpe de caroube

Le suivi environnemental des lixiviats de transport de la ville de Kasba Tadla, montre que les concentrations en DCO au cours de l'année 2016, est de 24820 mgO<sub>2</sub>/l. Les matières en suspension retrouvés dans les lixiviats étudiés sont de l'ordre de 14950 mg/l. Elles donnent également au lixiviats une apparence trouble, et une mauvaise odeur (*García H, et al., 1996 ; Makan A, et al., 2014 ; Beaumont et al., 1998*). Cependant le pH enregistré dans les lixiviats est de l'ordre de 4,5. Les lixiviats étudiés ont une conductivité électrique élevée de l'ordre de 14950  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . La détermination de la composition globale de ces rejets est le plus fréquemment

s'effectuée grâce à des analyses physico-chimiques (*Schlumpf et al., 2001*). La composition physico-chimique des lixiviats a été déterminée à la fois sur les lixiviats bruts et les lixiviats traités par le réacteur UASB.

**Tableau 28 :** Caractéristique des lixiviats de transport brut pendant les deux saisons

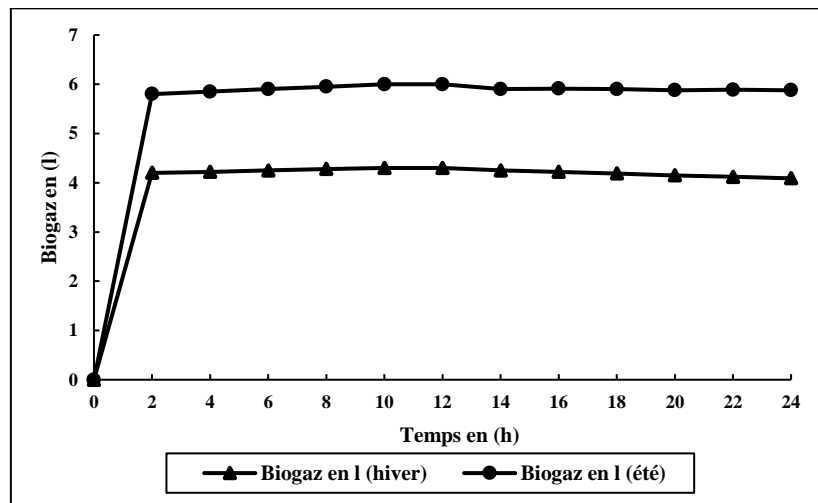
Paramètres	Saison hivernale	Saison estivale
T (°C)	28	36
pH	4,3	4,7
CE (µS/cm)	14100	15800
MES (mg/l)	5250	6140
DCO (mg/l)	23750	25890

**Tableau 29 :** Suivi des paramètres physico-chimiques des lixiviats de transport traité pendant l'été et l'hiver

	Saison hivernale				Saison estivale			
	pH	CE en µS/cm	MES en mg/l	DCO en mgO <sub>2</sub> /l	pH	CE en µS/cm	MES en mg/l	DCO en mgO <sub>2</sub> /l
<b>Lixiviat brut</b>	4,3	14100	5250	23750	4,7	15800	6140	25890
<b>Prélèvement 1</b>	5,9	3010	790	5020	6,9	1730	610	1020
<b>Prélèvement 2</b>	6,5	3020	695	5110	7,5	1750	570	1040
<b>Prélèvement 3</b>	6,7	3025	770	5180	7,6	1710	655	1050
<b>Prélèvement 4</b>	6,9	2035	750	5070	7,9	1706	620	1045
<b>Prélèvement 5</b>	7,2	2985	745	5200	8,1	1720	585	1060
<b>Prélèvement 6</b>	7,1	2975	730	5120	8,2	1745	560	1035
<b>Prélèvement 7</b>	7,3	2950	755	5150	8,0	1760	540	1050
<b>Prélèvement 8</b>	7,2	2980	720	4980	8,1	1735	615	1025
<b>Prélèvement 9</b>	7,1	3000	690	4880	8,3	1770	570	1050
<b>Prélèvement 10</b>	7,0	2910	715	5060	8,1	1765	565	1010

Les résultats obtenus après traitement des lixiviats des DM à un TSH de 24 h, correspondant à un débit moyen de l'ordre de 8 l/h montre que le rendement épuratoire est d'environ 76 % pour la DCO. Au cours de ce traitement la conductivité diminue progressivement pour atteindre une valeur moyenne de 1765 µS/cm, soit une diminution de 80 %, pour l'évolution du rendement épuratoire de la matière en suspension est atteinte à 86 %. Aussi le pH a connu une nette augmentation en passant d'une valeur de 4,5 très acide pour atteindre une valeur moyenne de l'ordre de 7 après traitement.

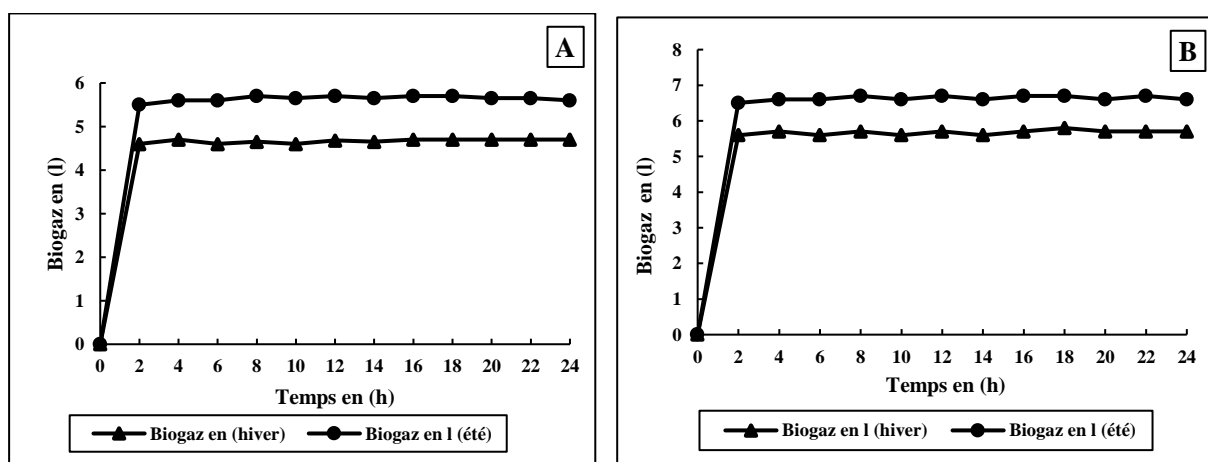
## 1. Production du biogaz des lixiviats de transport traité avec un TSH de 24 h



**Figure 25 :** Volume de biogaz produit pendant les deux saisons avec un TSH de 24 h

Le traitement des lixiviats des DM par UASB a été accompagné par un suivi des quantités des biogaz produites suite à la biodégradation anaérobie de la matière organique par les microorganismes lors de notre processus de traitement. Le suivi de la production du biogaz au cours du processus de traitement à un TSH de 24 h (2 l/h du biogaz pendant l'hiver et 2,6 l/h pour l'été), a enregistré une vitesse de l'ordre de 8 litres par heure de lixiviat, ce qui justifie qu'il y a une production de biogaz par rapport aux quantités des lixiviats traité. Cette production de biogaz explique le rabattement de la charge polluante. Il est lié avec un abattement de DCO d'environ 71%, 96 % au cours des deux saisons. À la suite des résultats obtenus le facteur température est très important pour une production importante du biogaz, car il favorise l'activité des micro-organismes pour dégrader les matières organiques des effluents.

## 2. Suivi de la production du biogaz au cours des deux saisons avec l'ajout de la pulpe de caroube

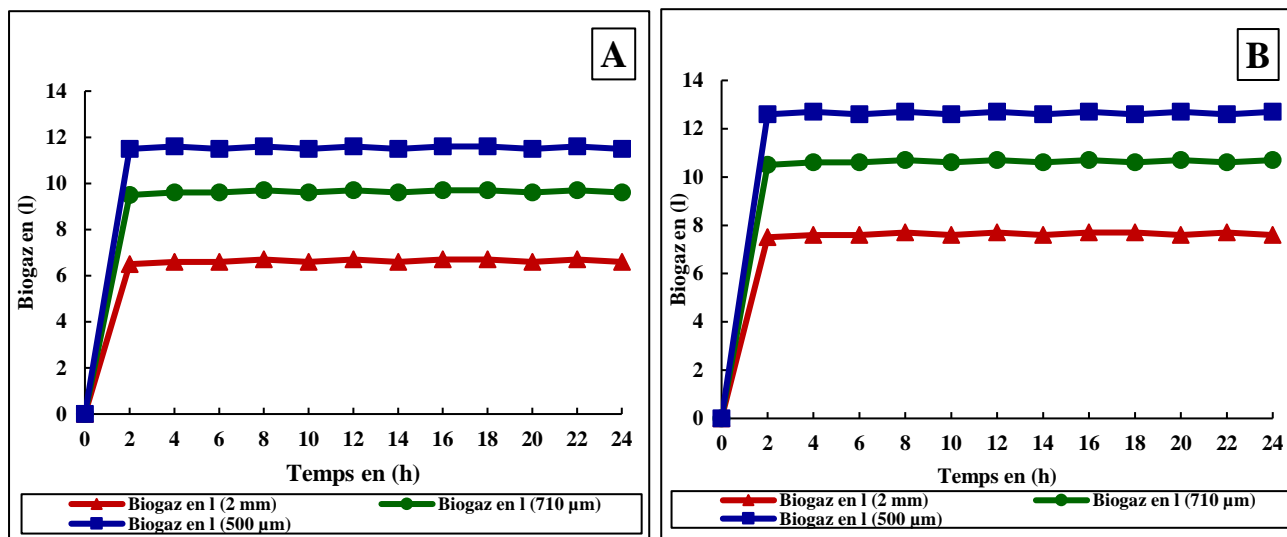


**Figure 26 :** Quantité de biogaz produite pendant les deux saisons avec un TSH de 24 h

**A :** volume de biogaz avec l'ajout de la pulpe de caroube taille de 1 à 2 cm

**B :** volume de biogaz avec l'ajout de la pulpe de caroube taille de 3 à 6 mm

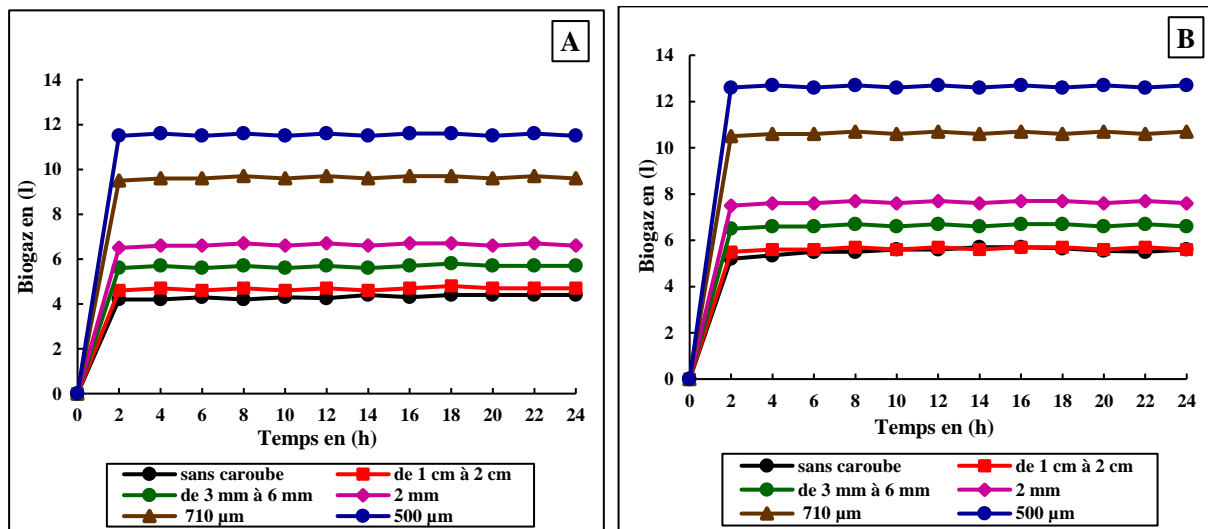
D'après les résultats, on observe qu'il y a une différence au niveau de la quantité produite du biogaz selon la dimension de la caroube utilisé et la saison. Pour la taille de 1 à 2 cm on a obtenu une moyenne de 2,2 l/h et 2,8 l/h respectivement hiver et été. Cette valeur est augmentée à 0,2 et 0,5 l/h pour la taille de 3 à 6 mm donc on a enregistré un volume de 2,4 l/h au cours de la saison hivernale et 3,3 l/h pour l'estivale.



**Figure 27** : suivi de la production du biogaz pendant les deux saisons avec un TSH de 24 h  
**A** : saison hivernale ; **B** : saison estivale

Toujours avec un TSH de 24 h, on observe qu'il y a une différence au niveau de la quantité produite du biogaz selon la dimension de la caroube ajoutée et la saison. Pour la taille de 2 mm, on a obtenu une moyenne de 3,1 l/h en hiver et 3,8 l/h en été. La réduction de la granulométrie de la caroube s'amène à un accroissement de la quantité de biogaz formée telle que les calibres 710 µm et 500 µm donnent respectivement des valeurs moyennes de 4,4 l/h, 5,3 l/h pendant la saison hivernale et 5,3 l/h, 6,3 l/h au cours de l'été. Soit une augmentation de 2,5 l/h pour la taille 2 mm et 500 µm en été. En effet, la diminution de la taille s'accompagne d'une augmentation importante de la quantité de biogaz formée.

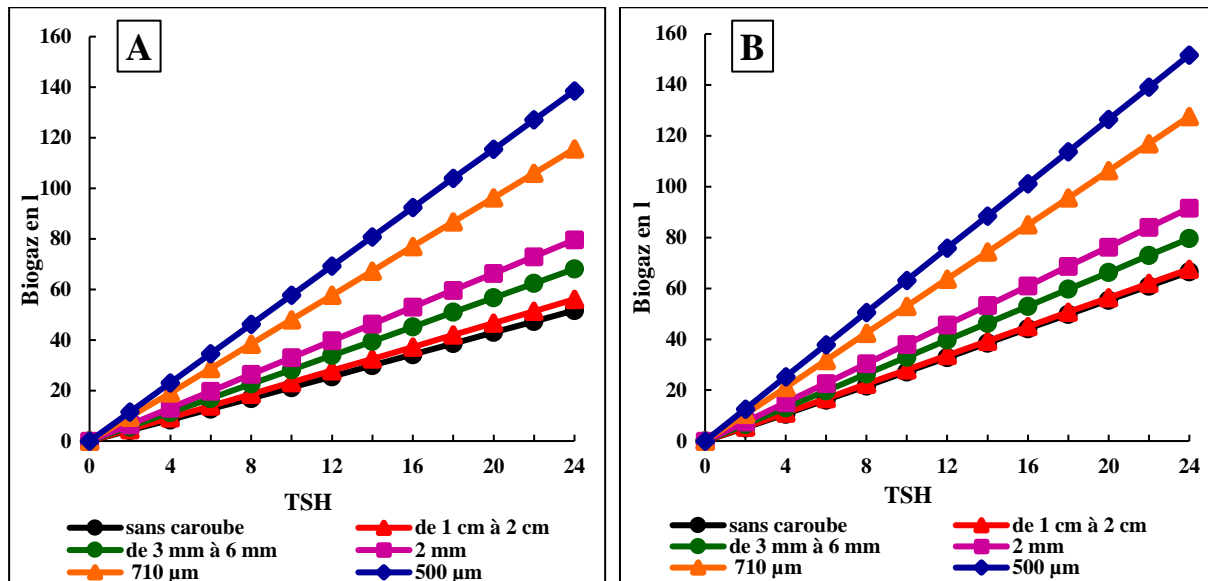
### 3. Comparaison de l'évolution de biogaz en fonction de la taille de la pulpe de caroube



**Figure 28 :** Evolution de la production du biogaz en fonction de la granulométrie de la pulpe de caroube. A : saison hivernale ; B : saison estivale

L'évolution de la production du biogaz dans l'effluent est proportionnelle à la granulométrie de la pulpe et à la variation saisonnière. La diminution de la taille s'accompagne d'une augmentation de la quantité de biogaz formée. Avec un TSH de 24 h et une charge organique initiale de 25890 mg/l en été et 23750 mg/l en hiver, pour le lixiviat traité sans l'ajout de la caroube on a un volume moyen de 2 l/h en hiver et 2,8 l/h en été. Cette valeur est augmentée à 0,2 l/h (hiver) et 0,3 l/h (été) pour la taille de 1 à 2 cm. Concernant la taille de 3 à 6 mm, on a enregistré une élévation de 0,4 l/h (hiver) et 0,6 l/h (été). Pour la granulométrie de 2 mm, on a obtenus une augmentation de 0,9 l/h (hiver) et 1 l/h (été). La réduction de la granulométrie de la caroube se conduit d'un accroissement de la quantité de biogaz formée telle que les calibres 710 µm, 500 µm donnent des valeurs moyennes de 2,2 l/h (hiver) et 2,5 l/h (été), 3,1 l/h (hiver) et 3,5 l/h (été) respectivement. D'après ces résultats on peut conclure, que lorsque les particules sont petites, la surface spécifique devient importante ce qui augmente la surface d'attaque par les micro-organismes. Et par la suite une production des quantités plus importantes du biogaz. En même temps que la taille adéquate et de 500 µm, tandis que, elle est produite une grande quantité de biogaz. Mais au cours de l'essai on a rencontré le problème de colmatage du réacteur c'est pour cela on a éliminé cette dernière.





**Figure 29 :** Comparaison de l'évolution des cumuls des volumes de biogaz au cours de traitement des lixiviats avec l'ajout de la pulpe de caroube  
**A :** Période hivernale ; **B :** période estivale

L'évolution de la production du biogaz au cours du processus de traitement des lixiviats par un débit d'écoulement de 8 l/h pour le TSH de 24 h, et une quantité de 2 Kg de la caroube a donné des résultats très importante. Soit au cours de la période hiver ou été, pendant les deux saisons nous avons enregistré un cumul maximal de biogaz de 140 l (hiver) et 160 l (été) avec une taille de 500 μm. soit une diminution de 12.5 % entre les deux périodes. Ensuite la granulométrie de 710 μm a produit un volume total de 115 l (hiver) et 127 l (été). En effet, la différence est de 12 l de biogaz entre les saisons. Pour la taille de 2 mm nous avons marqué un volume total de 79 l (hiver) et 91 l (été), avec une réduction de 12 l entre la période estivale et l'hivernale. Concernant la taille de 3 mm à 6 mm, le volume récupéré est de 68 l (hiver) et 79 l (été). Donc la différence entre les deux périodes est de 11 l de biogaz. Pour la dernière classe granulométrie qui varie de 1 cm à 2 cm, la quantité obtenue est de 56 l (hiver) et 67 l (été). Alors soit une diminution de 11 l de biogaz entre les deux saisons. Finalement, concernant le volume enregistré pour le lixiviat sans l'ajout de la caroube est de 51 l (hiver) et 66 l (été). En conséquence une différence de 5 l entre la saison estivale et hivernale. D'après ces résultats on conclut, que le facteur température à un effet sur la production du biogaz tel que les valeurs maximales sont enregistré à la saison estivale. Aussi la corrélation entre la production de biogaz et la taille de la caroube ajoutée à l'effluent, puisque la granulométrie est diminuée, le volume est augmenté pour les deux saisons. Mais on a remarqué que les tailles de 710 μm et 500 μm donnent un volume très important par rapport aux autres tailles. De ce fait la granulométrie de la caroube ajoutée à un effet sur l'activité des micro-organismes, par l'accélération de la réaction de la digestion des matières organiques polluantes existant dans l'effluent. Et par la suite, une déférence à la quantité de biogaz produite.

### III. Production du biogaz avec un TSH 24 heures avec l'ajout de trois variétés de la pulpe de caroube

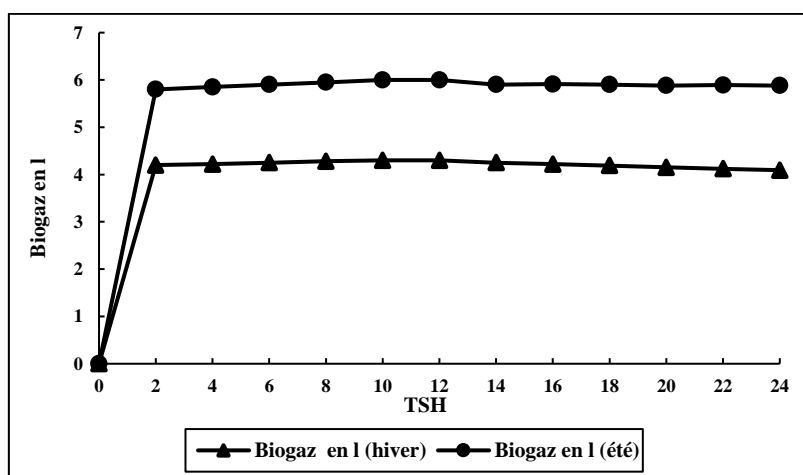
Dans cet essai nous avons testé trois variétés de la caroube. Ces dernières diffèrent au niveau de la quantité de sucre de chaque variété. Pour avoir l'influence de ce paramètre à la production du biogaz. D'après l'analyse de la caroube on a trouvé les résultats illustrés dans le tableau suivant.

**Tableau 30 :** Quantité de sucre dans trois variétés de la caroube

Caroube	Quantité de sucre en %
Variété 1	35
Variété 2	58
Variété 3	77

#### 1. Production du biogaz avec un TSH 24 heures sans l'ajout de la caroube

Dans cette expérience on a traité les lixiviats frais de transport des déchets ménagers de la ville de Kasba Tadla en 2017, avec la technique anaérobie par le réacteur UASB de volume total de 200 l. Avec un TSH de 24 h. comme nous avons cherché toujours à améliorer la valorisation de cet effluent par l'augmentation de la production du biogaz par l'ajout de la caroube comme une source énergétique pour les microorganismes responsables de la dégradation de la matière organique existante dans les lixiviats. La quantité ajoutée est de 2 kg/ 200 l des lixiviats brut d'une taille fixe qui est de 710 µm. mais durant cet essai on a utilisé trois variétés de la caroube différenciées par leur quantité de sucre. La première variété est pauvre en sucre (35 %), la deuxième est moins sucrée (58 %) et la dernière riche en sucre (77 %). Pour voir l'influence de la quantité des sucres sur l'activité microbienne et par la suite sur le volume du biogaz.

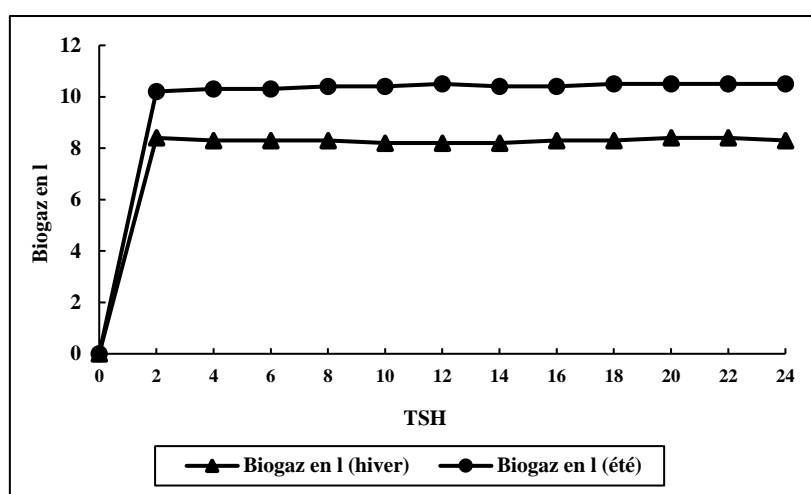


**Figure 30 :** Volume de biogaz produit pendant les deux saisons avec un TSH de 24 h sans l'ajout de la caroube

Le suivi de la production du biogaz au cours du processus de traitement des lixiviats du transport de la ville de Kasba Tadla en 2017 avec un TSH de 24 h (2.6 l/h du biogaz pendant l'hiver et

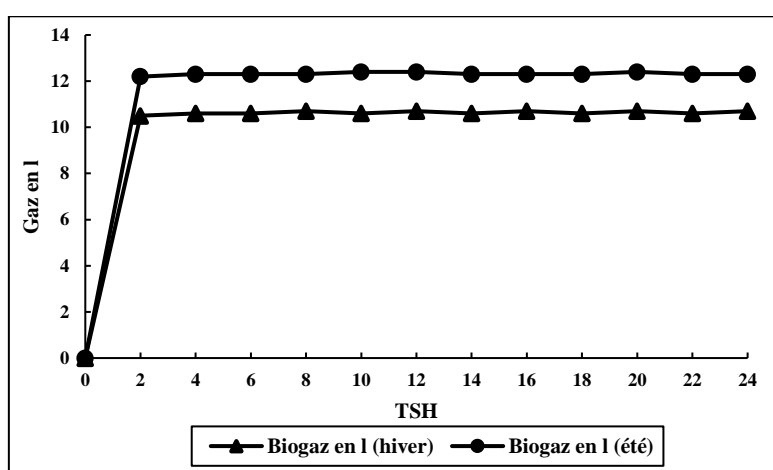
3.2 l/h pour l'été), a enregistré une vitesse de l'ordre de 8 litres par heure de lixiviat, ce qui justifie qu'il y a une production de biogaz par rapport aux quantités des lixiviats traité. Cette production de biogaz explique le rabattement de la charge polluante. Il est lié avec un abattement de DCO d'environ 81%, 96 % au cours des deux saisons (hivernale et estivale). En effet, des résultats obtenus le facteur température est très important pour une production largement importante du biogaz, car il favorise l'activité des micro-organismes pour dégrader les matières organiques des effluents.

## 2. Production du biogaz avec l'ajout de la pulpe de caroube



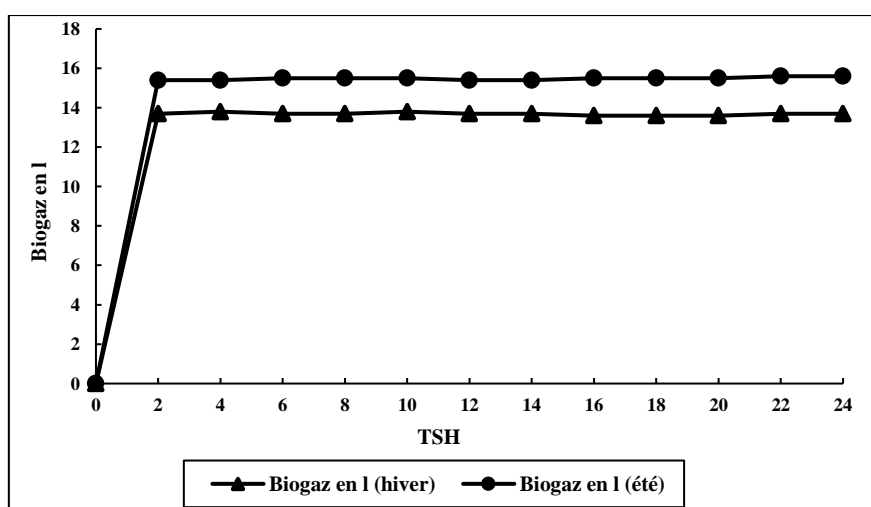
**Figure 31 :** Quantité de biogaz produit pendant les deux saisons avec un TSH de 24 h et une taille de 710  $\mu\text{m}$  (variété 1 : pauvre en sucre 35 %)

Les résultats obtenus après traitement des lixiviats par la technique de l'UASB à un TSH de 24 h, montre que l'évolution de la production du biogaz en fonction de la teneur en sucre de la pulpe de caroube (variété 1 : 35 %) selon les deux saisons est variable. La diminution de la température s'accompagne d'une réduction de la quantité du biogaz produite tels qu'en hiver, le volume moyen est de 4.2 l/h. avec un volume total de 108 l/24 h. pour la saison estivale la valeur enregistré est de 5.2 l/h et une quantité totale de 135 l/24 h. soit une réduction de 20 % pour la période hivernale. En effet, plus la température augmente plus l'activité microbienne augmente, et par conséquent la dégradation de la matière organique augmente.



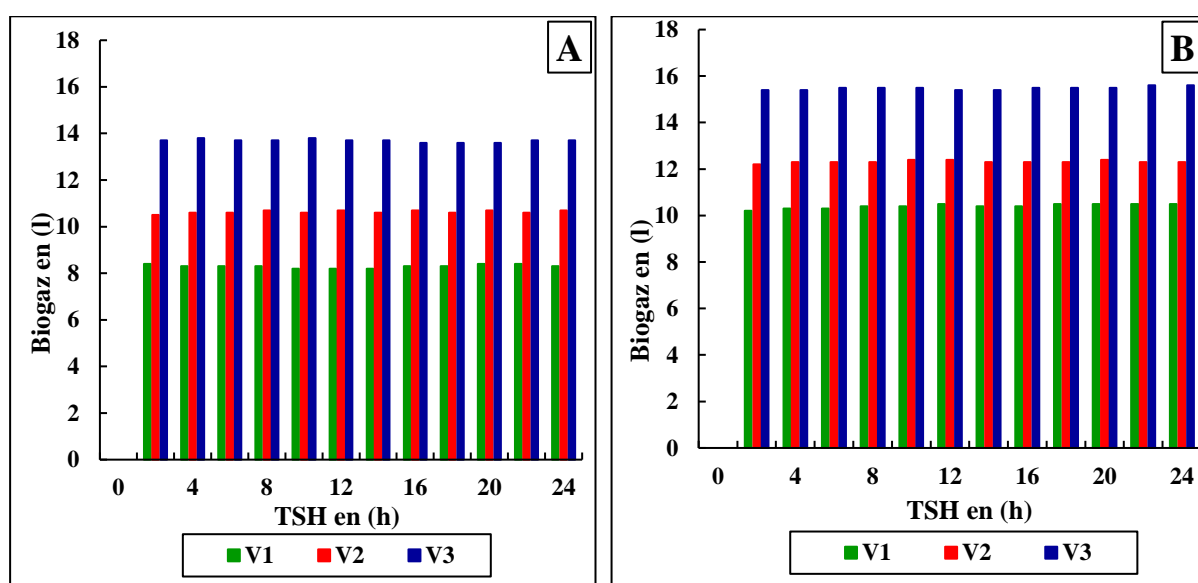
**Figure 32 :** Volume de biogaz produit pendant les deux saisons avec un TSH de 24 h et une taille de 710  $\mu\text{m}$  (variété 2 : mois sucré 58 %)

D'après les résultats enregistrés après le traitement des effluents de la ville Kasba Tadla. Pour la variété 2 qui contient 58 % en sucre, le volume de biogaz produit est de 5.3 l/h en hiver, avec un cumul de 138 l/24 h. pour la saison estivale la quantité moyenne enregistrée est de 6.2 l/h et une quantité totale de 160 l. soit une réduction de 14 % pour la période hivernale.



**Figure 33 :** Quantité de biogaz produit pendant les deux saisons avec un TSH de 24 h et une taille de 710  $\mu\text{m}$  (variété 3 : riche en sucre 77 %)

L'évolution de la production du biogaz en fonction de la différence saisonnière. Avec un TSH de 24 h et une charge organique (DCO) initiale de 27000 mg/l, en même temps que la caroube utilisé dans ce traitement est riche en sucre (variété 3 : 77 %). montre que durant la période hivernale la quantité de biogaz récupéré est de 6.5 l/h. et un volume cumulé de 164 l/24 h. concernant l'été la production de biogaz est plus importante par un volume moyen de 7.8 l/h. avec une quantité totale de 186 l/ 24 h. donc soit une différence de de 12 % entre les deux périodes.



**Figure 34 :** Comparaison de l'évolution des volumes de biogaz au cours de traitement des lixiviats en 2017 par l'ajout des trois variétés de la caroube.

**A :** Période hivernale ; **B :** période estivale

Le suivi de la production du biogaz au cours du processus de traitement des lixiviats de transport des déchets ménagers de KT, par un débit d'écoulement de 8 l/h pour le TSH de 24 h, et une quantité de 2 Kg de la pulpe de caroube ajouté au lixiviat brut de trois variété, a donné des résultats très importante. Soit au cours de la période hiver ou été. Pour la saison hivernale la quantité moyenne enregistrée est de 4.2 l/h (variété 1), 5.2 l/h (variété 2) et 6.5 l/h (variété 3). En effet, la différence est de 2.3 l entre les variétés 1 et 3. Ensuite, pour le volume total récupéré au cours de 24 h est de 108 l, 138 l et 164 l variétés 1, 2 et 3 respectivement. Pour la période estivale le volume moyen récupéré est de 5.2 l/h (variété 1), 6.2 l/h (variété 2) et 7.8 l/h (variété 3). Alors une diminution de 2.6 l entre la première et la troisième variété. Concernant la quantité cumulée, les valeurs obtenues sont 135 l, 160 l et 186 l pour les trois variétés pendant 24 heures. Soit une différence de 27 % entre les variétés 1 et 3.

D'après ces résultats, on conclure que la quantité de sucre ajoutée à une efficacité sur la production du biogaz pour les trois variétés. Tandis que, l'ajout de la pulpe de caroube amélioré des performances épuratoires du système ce qui influence directement sur la quantité du biogaz produite. Ce résultat est approuvé par les valeurs très importantes enregistrées pour la troisième variété qui contient 77% de sucre.

## Conclusion générale

Dans le contexte actuel de l'augmentation de la production des déchets, la digestion anaérobie et la valorisation du biogaz ainsi produit, apparaissent comme des solutions d'avenir pour le traitement des déchets et leurs produits (lixiviats) dans un esprit de développement durable. Pendant cette recherche l'intérêt est porté sur l'étude du processus de traitement anaérobie des lixiviats de transport des déchets ménagers de et de la valorisation du biogaz.

L'étude menée à l'échelle méso dans un réacteur anaérobie en mode dynamique a permis, de mesurer les caractéristiques des lixiviats et la production de biogaz pour différents TSH et concentrations de la DCO. Dans un premier temps nous avons testé notre réacteur avec différents essais en même temps que le changement des conditions de travail pour avoir des résultats représentatifs qu'on peut exploiter dans le domaine de traitement des lixiviats. Nous avons commencé notre étude dans un premier lieu par la détermination des caractéristiques physico chimiques des lixiviats frais de transport. Nous avons quantifié ces effluents lors du transport au niveau des engins durant une période de trois ans, puisque la production des lixiviats est différente selon les saisons. La quantité moyenne enregistrée est de l'ordre de 82 m<sup>3</sup>/mois durant la période de suivi. Notre technique de traitement des lixiviats des DM qui nous avons adopté durant notre recherche est la technique de traitement par UASB dans des conditions anaérobiques dans le réacteur. Les premiers essais de traitement par UASB ont été effectués pendant la saison hivernale et estivale en mode dynamique avec différents TSH pour garder la continuité de la production du biogaz durant toute l'année.

Le rendement d'abattement convenable pour chaque débit selon notre besoin de la qualité finale de notre lixiviats qui sera traitée et aussi la quantité du biogaz récupérée.

Les essais de traitement des lixiviats par UASB nous ont permis d'évaluer l'intérêt de cette technique et de faire différentes conclusions. En effet, cette technique de traitement a présenté son efficacité par un abattement de la DCO par 95 % avec un temps de séjours hydraulique optimal de 48 heures avec une température moyenne de 27 °C durant la période d'hiver et l'étude de l'évolution temporelle du rendement épuratoire de la DCO durant la période estivale met en évidence un abattement très important qui est de l'ordre de 96 % avec le même TSH, avec une température moyenne de 47 °C avec un maximum de 49 °C et un minimum de 26 °C durant la période d'étude.

Nous avons noté aussi la convergence de ces effluents vers la neutralité, et que notre processus commence son fonctionnement dès les premier heures de démarrage du système. Les conditions climatiques de la zone d'étude sont très favorable pour le fonctionnement de cette technique nous avons réalisés un abattement qui dépasse les 70% de la DCO sur toute l'année, puisque la température du site d'étude est varié entre un minimum qui ne dépasse pas 15 °C en hiver et un maximum qui peut arriver jusqu'à 52 °C pendant l'été. Aussi notre réacteur d'UASB a donné satisfaction pour le traitement d'une quantité de 1/10 de la quantité produite journalièrement, ce qui donne une idée sur le dimensionnement de notre réacteur UASB pour le traitement de cet effluent à forte charge organique avec un mode dynamique. Aussi durant notre étude nous avons réalisé un protocole qui lie le débit avec le rendement souhaitable. Nous avons réalisé trois différents débits, de 4 l/h avec un taux d'abattement d'environ 96 %, un débit de 8 l/h avec un taux d'abattement d'environ 76 % et finalement un débit de 16 l/h un taux d'abattement des

alentours de 61 %. Les résultats obtenus d'après l'analyse des métaux lourds ont montré une élimination importante des éléments métalliques en particulier les éléments As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Mg, Hg, Al, et Zn. Le traitement avec le réacteur UASB est généralement très adapté pour l'élimination du Cr, Cd, Pb, Ni, Hg, Zn et du As respectivement 81%, 85%, 94%, 96%, 97% et 98%. Cette étude a été liée par un suivi de la production du biogaz attachée à la biodégradation de la MO lors de notre processus de traitement pour chaque débit à fin de valoriser cette ressource. Durant la période de l'étude la production de biogaz est importante par rapport à la réduction de la charge polluante de l'effluent, Dans ces conditions de traitement la quantité récupéré est variable selon les saisons et les temps de séjours hydraulique utilisé. Pour un TSH de 12 h nous avons récupéré un volume de biogaz de l'ordre de 12 l en hiver et 21,5 l en été, concernant les résultats obtenus au TSH de 24 h, la quantité enregistrée est de 53 l pendant la saison hivernale et 66 l au cours de la période estivale. Finalement pour le TSH de 48 h on a atteint à un volume de de 130 l en hiver et 177 l de biogaz à partir de 200 l de lixiviat, pendant la saison estivale. La corrélation entre la quantité du biogaz produite, le TSH et la quantité des lixiviats traités, changeable selon notre objectif à réaliser.

Dans le deuxième essai, plusieurs expériences ont été effectuées en vue de déterminer les conditions optimales pour éliminer la pollution et en même temps pour valoriser cet effluent par la production du biogaz. Au cours du processus de traitement des lixiviats par un débit d'écoulement de 8 l/h pour le TSH de 24 h, et une quantité de 2 Kg de la pulpe de caroube a donné des résultats très importants. Soit au cours de la période hiver ou été, pendant les deux saisons nous avons enregistré un cumul maximal de biogaz de 140 l (hiver) et 160 l (été) avec une taille de 500  $\mu\text{m}$ . soit une diminution de 12,5 % entre les deux périodes. Ensuite la granulométrie de 710  $\mu\text{m}$  a produit un volume total de 115 l (hiver) et 127 l (été). En effet, la différence est de 12 l de biogaz entre les deux saisons. D'après ces résultats on conclut, que le facteur température à un effet sur la production du biogaz tel que les valeurs maximales sont enregistré à la saison estivale. Aussi la corrélation entre la production de biogaz et la taille de la caroube ajoutée à l'effluent, puisque la granulométrie est diminuée, le volume est augmenté pour les deux saisons. De ce fait la granulométrie de la caroube ajoutée à un effet sur l'activité des micro-organismes, par l'accélération des réactions de la digestion des matières organiques polluantes existent dans l'effluent. Et par la suite, une déférence à la quantité de biogaz produite. Pendant le troisième essai on a testé trois variétés de la pulpe de caroube, Ces derniers nous ont donné des résultats très importants. Soit au cours de la période hiver ou été. Pour la saison hivernale la quantité moyenne enregistrée est de 4,2 l/h (variété 1), 5,2 l/h (variété 2) et 6,5 l/h (variété 3). En effet, la différence est de 2,3 l entre les variétés 1 et 3. Ensuite, pour le volume total récupéré au cours de 24 h est de 108 l, 138 l et 164 l variétés 1, 2 et 3 respectivement. Donc soit une réduction de 34 % entre la première variété et la troisième. Pour la période estivale le volume moyen récupéré est de 5,2 l/h (variété 1), 6,2 l/h (variété 2) et 7,8 l/h (variété 3). Alors une diminution de 2,6 l entre la première et la troisième variété. Concernant la quantité cumulée, les valeurs obtenues sont 135 l, 160 l et 186 l pour les trois variétés pendant 24 heures. Soit une différence de 27 % entre les variétés 1 et 3.

D'après ces résultats, on conclure que le facteur influence sur la production du biogaz c'est la teneur en sucre de la caroube utilisé. On a enregistré des quantités très importantes pour la variété qui contient de 77 % de sucre par rapport aux autres variétés.

## Perspectives

A ce stade notre étude n'a pas permis d'aller au-delà de ces observations, mais elle ouvre les perspectives intéressantes :

- ❖ Déterminer le dimensionnement du réacteur UASB pour faire traiter toute la quantité produite journalièrement des lixiviats ;
- ❖ Exploitation du biogaz produit au cours du traitement des lixiviats ;
- ❖ Pour les communes qui ont des ressources financières limités pensez à faire d'investir dans la valorisation des déchets pour avoir un double gain le premier c'est l'énergie verte et le deuxième c'est la protection de l'environnement.
- ❖ Pensez à utiliser d'autres déchets verts comme les betteraves pour améliorer les performances de la filière de la biométhanisation.
- ❖ Pensez à faire des mini stations d'UASB pour les industries alimentaires d'une part réduise la pollution et d'autre part produise du biométhane de la 2<sup>ème</sup> génération.



## Références bibliographiques

### A

**ADEME, 2000.** Déchets municipaux 2 ème édition. ADEME édition, Paris, 11 pages.

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

**Aguilar A.J., Aran C., Haoui D., 1999.** Effects of landfill operations on temperature rise, *Proceeding Sardenia, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium.* Cagliari, Italy (1999).

**Ahn Y.H. 2000.** Physicochemical and microbial aspects of anaerobic granular pellets. *J. Environ. Sci. Health.*, 9, pp. 1617 - 1635.

**Ahn Y.H. 2002.** Physicochemical characterization of UASB sludge with different size distribution. *Environ. Technol.*, 23, pp. 889 - 897.

**Ait Chitt M., Belmir M. et Lazrak A., (2007),** Production des plantes sélectionnées et greffées du caroubier. *Transfert de technologie en Agriculture, N°153, IAV Rabat,* pp.1-4.

**Ajir A, 2002.** Gestion des déchets solides au Maroc: Problématique et approche de développement. *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management, Tunis, (EPCOWM'2002),* pp: .740-747.

**Albanell E., Caja G. and Plaixats J. (1991),** Characterization of Spanish carob pod and nutritive value of carob kibbles, *Options Méditerranéennes N°16,* pp. 135- 136.

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

**André M. et Hubert S., 1997.** Gestion des déchets hospitaliers, *Projet DESS "TBH", UTC,* 51 pages.

**Angenent L.T., Banik G.C., Sung S.W. 2001.** Anaerobic migrating blanket reactor treatment of low-strength wastewater at low temperatures. *Water Environ. Res.*, 73, pp. 567 - 574.

**Avallone R., Plessi M., Baraldi M., Monzani A., (1997).** Determination of chemical composition of carob (*Ceratonia siliqua*): protein, fat, carbohydrates, and tannins. *J. Food Comp. Anal.*, 10 (2): 166-172.

**Avnimelech, Y., Bruner, M., Ezrony, I., Sela, R., & Kochba, M. (1996).** Stability indexes for municipal solid waste compost. *Compost Sci Util*, 4 , 13–20.

**Ayaz F.A., Torun H., Ayaz S., Correia P.J., Alaiz M., Sanz C., Gruz J.I. and Strand M., (2007).** Determination of Chemical Composition of Anatolian Carob Pod (*Ceratonia siliqua*L.): Sugars, Amino and Organic Acids, Minerals and Phenolic Compounds, *Food Qual.* 30, 1040-1055.

### B

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

- Banwart SA. 1999.** Reduction of iron (III) minerals by natural organic matter in groundwater. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 63(19/20): 2919 – 2928.
- Braconnier, R., Chaineaux, J., Triolet, J., Fontaine, J et Salle B., 2008.** Mesures du flux d'évaporation de liquides volatils dans des ambiances de travail. INRS – Hygiène et sécurité du travail, vol 212, pp : 61-71.
- Barrigton, S., Choinière, D., Trigui, M., & Knight, W. (2003).** Compost convective airflow under passive aeration. *Biores Technol*, 86 , 259–266.
- Batlle I., Tous J., (1997),** Carob tree *Ceratonia siliqua* L., Promoting the conservation and use of underutilized and neglected crops. 17, Gatersleben: Institute of Plant Genetics and Crop Plant Research, Rome: International Plant Genetic Resources Institute, pp. 92.
- Batstone D.J., Keller J. 2001.** Variation of bulk properties of anaerobic granules with wastewater type. *Water Res.*, 35(7), pp. 1723 - 1729.
- Batstone D.J., Keller J., Blackall L.L. 2004.** The influence of substrate kinetics on the microbial community structure in granular anaerobic biomass. *Water Res.*, 38, pp. 1390 - 1404.
- Bauer M.J., Herrmann R., 1997.** Estimation of the environmental contamination by phthalic acid esters leaching from household wastes, *Sci.Total.Environ.* 208 (1997) 49-57.
- Baum N., (1989),** Arbres et arbustes de l'Égypte ancienne, pp. 354.
- Baun A., Ledin A., Reitzel L.A., Bjerg P.L., 2004.** Christensen T.H., Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills—chemical analysis and toxicity tests, *Water Res.* 38 (2004) 3845-3858.
- BAPE, 2003.** Mémoire déposé aux audiences publiques Par la Direction de santé publique de la RRSSS de Lanaudière, Service de santé environnementale. 33 pages
- Beck-Friis, B., Jonsson, S., Eklind, H., Kirchmann, Y., & Smars, H. (2003).** Composting of source-separated household organics at different oxygen levels : gaining and understanding of the emission dynamics. *Compost Sci Util*, 11 , 41–50.
- Belle Émilien 2008:**Thèse de doctorat national; Université de Franche-Comté. Évolution de l'impact environnemental de lixiviats d'ordures ménagères sur les eaux superficielles et souterraines, approche hydrobiologique et hydrogéologique. Site d'étude : décharge d'Étueffont (Territoire de Belfort – France) 250 pages.
- Bengochea B, A. Rome ro, A. Villanueva, G. Moreno, M. Alaiz, F. Millán, A. Gue rrero and M.C. Puppo, (2008),** Composition and structure of carob (*Ceratonia siliqua* L.) germ proteins *Food Chemistry*, Vol. 107, N°2, pp. 675-683.
- Benyoucef F., 2017.** Problématique de la gestion des Déchets Ménagers et Techniques de Traitement des Lixiviats par UASB et par Evaporation Forcée : Cas de la ville de Kasba Tadla Thèse de Doctorat, Université Sultan Molay Slimane.72 p.
- Benyoucef F., El Ghmari A., Ouatmane A., 2015.** Essai de traitement des lixiviats par UASB : cas de la ville de Kasba Tadla. *Déchets Sciences et Techniques - N°70 - Nov 2015* doi : 10.4267/dechets-sciences-techniques, 3272.
- Berthe, C., 2006 -** Etude de la Matière Organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés. Thèse de Doctorat, Université de Limoges.196 p.
- Berner R. 1984.** Sedimentary pyrite formation : an update. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48(4): 605-615.
- Bernet, N. et Buffière, P., 2008.** Caractérisation de la mise en oeuvre de la méthanisation. In Moletta, R., La méthanisation (chap. 4, p. 87-113). Paris, Éditions Tec & Doc.
- Berrougui H. (2007),** Le caroubier (*Ceratonia siliqua* L.), une richesse nationale aux vertus médicinales, *Maghreb Canada Express* Vol. 5, N° 9.

**Beylot A, Villeneuve J, 2013.** Environmental impacts of residual Municipal Solid Waste incineration: A comparison of 110 French incinerators using a life cycle approach. France. Waste Management, n° 33, pp:2781–2788.

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

**Biner B, Gubbuk H., Karhan M., Aksu M. et Pekmezci M., (2007),** Sugar profiles of the pods of cultivated and wild types of carob bean (*Ceratonia siliqua L.*) in Turkey, Food Chemistry N°100, pp.1453-1455.

**Bitton G. 1999.** Wastewater microbiology. New York: Wiley-Liss.

**Bohdziewicz, J., & Kwarciak, A., 2008.** The application of hybrid system UASB reactor-RO in landfill leachate treatment. Desalination, 222(1), 128-134.

**Boulenger P., Gallouin Y. 2009.** Biological anaerobic treatment of industrial effluents. Technologies de l'eau, (W3), pp. G1305.1 - G1305.27.

**Brauman, A., Fonty, G. et Roger, P. (2008).** La méthanisation dans les écosystèmes naturels et cultivés. In Moletta, R., *La méthanisation* (chap. 2, p. 9-59). Paris, Éditions Tec & Doc.

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

**Bujoczeh G., Oleszkiewicz J., Sparling R., Cenkowski S. 2000.** High solid anaerobic digestion of chicken manure. Journ. Agric. Engng. Res., 71, pp. 51 - 60.

**Bu'lock J., Kristiansen B. 1987.** Basic Biotechnology. Academic Press. Londres.

## C

**Calixto F.S. and J. Canellas, (1982),** Components of nutritional interest in carob pods *Ceratonia siliqua* , Journal of the Science of Food Agriculture N°33, pp. 1319– 1323.

**Canet, R., & Pomares, F. (1995).** Changes in physical, chemical and physicochemical parameters during the composting of municipal solid waste in two plants in valencia. Biores Technol, 51, 259–264.

**CE, 2014.** Code de l'environnement Version consolidée du code au 22 décembre 2014. Edition : 2014-12-28.

**Çeçen F., Gürsoy G., 2000.** Characterization of landfill leachates and studies on heavy metal removal, J. Environ. Monit. 2 (2000) 436–442.

**Chang J.E., 1989.** Treatment of landfill leachate with an upflow anaerobic reactor combining a sludge bed and a filter, Water. Sci. Technol.vol 21, pp : 133–143.

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

**Charnay, F., 2005.** Compostage des déchets urbains dans les PED : Elaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost. Thèse de Doctorat N° 56. Université de Limoges.

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

**Chen J., Lun S.Y. 1993.** Study on mechanism of anaerobic sludge granulation in UASB reactors. Water Sci. Technol., 28(7), pp. 171 - 178.

**Chian E.S.K., Dewalle F.B., 1977.** Characterization of soluble organic matter in leachate. *Environ. Sci. Technol.*, 11, 158-162.

**Colo G. 1961-64.** Contribution à l'étude du Jurassique du Moyen Atlas septentrional. Notes Mémoire, Editions du Service géologique du Maroc, 226 p.

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

**Correia P.J.2007 :** irrigation and fertilization of carob tree (*Ceratonia siliqua* L.) some guidelines FAO-CIHEAM-Nucis-newsletter, number 14 december 2007,pp 26-29.

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

**Christensen, J.B., Jensen, D.L., Gron, C., Filip, Z. and Christensen T.H., 1998.** Characterization of the dissolved organic carbon in landfill leachate- polluted groundwater. *Water Res.*, 32: 125-135.

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

**Christophe, B., 2014.** Traitement des lixiviats: des affluents complexes qui nécessitent un traitement poussé. L'eau, L'industrie, les nuisances, pp : 49-58.

**Colin F.,1984.** Étude des mécanismes de la genèse des lixiviats. Inventaire et examen critique des tests de laboratoire, Nancy IRH (1984).- Rapport RH 84-136.

## D

**Dahir n ° 1-06-153 du 30 chaoual 1427** portant promu légation de la loi n ° 28-00 relative à la gestion des déchets et à leur élimination. (B.O. n ° 5480 du 7 décembre 2006).

**Damien, A. (2004).** Guide du traitement des déchets. (3rd ed.). Paris, France.

**DDSWM, 2010.** Development of Domestic Solid Waste Management Schemes for Small Urban Communities in Morocco, 85 pages

**DE, 1997.** Directive européenne (99/ 31/ CE) du 26 avril 1999 et de l'arrêté ministériel du 9 septembre 1997].

**Del Borghi, A., Binaghi, L., Converti, A., and. Del Borghi, M., 2003.** Combined Treatment of Leachate from Sanitary Landfill and Municipal Wastewater by Activated Sludge. *Chem. Biochem. Eng.*, vol 4, pp: 277–283.

**De Zeeuw W.J. 1987.** Granular sludge in UASB reactors. In: Lettinga G, Zehnder AJB, Grotenhuis JTC, Hulshoff Pol LW. (eds), Granular anaerobic sludge. Microbiology and technol., Pudoc, Wageningen, Netherlands, pp. 132 - 45.

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

**Driessen W., Habets L.H.A., Vereijken T. 1997.** Novel Anaerobic and Aerobic process to meet strict effluent plant design requirements. *Ferment.* 10(4), pp. 148 - 157.

**Driessen W., Vereijken T. 2003.** Recent development in biological treatment of brewery effluent. Proceedings of the Institute and Guild of Brewery Convention, Zambia, pp. 268 - 376.

**Driessen W., Yspeert P. 1999.** Anaerobic treatment of low medium and high strength effluent in the agro industry. *Water Sci. Technol.*, 40(8), pp. 221 - 228.

**DRTA, 2012.** Direction régionale de Tadla Azilal, Monographie région 136 pages.

**Dubourguier H.C., Prensier G., Albagnac G. 1987.** Structure and microbial activities of granular anaerobic sludge. In Lettinga G., Zehnder A.J.B., Grotenhuis J.T.C., Hulshoff Pol L.W. (eds), Granular anaerobic sludge. Microbiology and technol., Pudoc, Wageningen, Netherlands, pp. 18 - 33.

**Dubois M.K.A., Gilli Y.K., Hamilton P.A., 1956.** Colometric method for determination of sugari et related substances, Anal et chem.Jour., Vol. 28, pp. 350 - 356.

## E

**Ehrig H.J., 1984.** Treatment of sanitary landfill leachate: Biological treatment, Waste. Manage. Res. 2 (1984) 131-152.

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

**El Haite, H., 2010.** Traitement des eaux usées par les réservoirs opérationnels et réutilisation pour l'irrigation. Thèse, École Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, France.

**El Khorchi, C., 2011.** Étude de mise en place d'un tri sélectif au niveau des infrastructures hôtelières à Agadir. Mémoire de fin d'étude pour l'obtention du Mastère spécialisé en Management et Ingénierie des Services D'Eau, d'Assainissement et de Déchets (MISEAD). Rabat: IAV Hassan II, 2011. 119 p.

**E.P.W.G/CET Tlemcen., 2015.** (Etablissement Public de Wilaya de Gestion des Centres D'enfouissement Technique de Wilaya De Tlemcen).

**Ezequiel J, Ponce-Ortega J M, Betzabe J, Serna-Gonzalez M, El-Halwagi M, 2013.** Optimal planning for the sustainable utilization of municipal solid waste of Mexico, USA, Saudi Arabia. Waste Management, n° 33, pp: 2607-2622.

## F

**Fabien Frohard, 2014** ; thèse doctorale, Durabilité des éco-bétons : Impact des additions cimentaires alternatives sur la corrosion des armatures dans les bétons armés, Spécialité : Génie Civil, l'université Paris-Est, 98p

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

**Farquhar, G.J. and Rovers, F. A., 1973.** Gas production during refuse composition. Water, Air and Soil Pollution, 2: 483-495.

**Foo K.Y., Hameed B.H., 2009.** An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process, J. Hazard. Mater. Vol 171, pp: 54-60.

**Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2001).** Non-wood Forest Products in the Near East: A Regional and National Overview. FAO Corporate Document Repository, 3. Country reports, 3.8, Lebanon. Retrieved on 12-18- 2006 from <http://www.fao.org/docrep/003/Y1797E/y1797e13.htm>.

**Food and Agriculture organization of the United Nations, 2003-2004** FAOSTAT Carob Tree. Production Mondiale du Caroubier.

<http://www.fao.org>

**Foresti E, 2001.** Perspectives on anaerobic treatment in developing countries. Water Science and Technology, Vol 44, No 8, pp: 141-148

## G

- Gálvez A., Giusti L., Zamorano M., Ramos-Ridao A.F., 2009.** Stability and efficiency of biofilms for landfill leachate treatment, *Bioresour. Technol.* Vol 100, pp : 4895-4898.
- García H, Rico J, García PA. (1996)** Comparison of anaerobic treatment of leachates from an urban-solid-waste landfill at ambient temperature and at 35°C. *Bioresour. Technol.* ;58: 273-277.
- García, C., Hernandez, T., Costa, F., & Pascual, J. A. (1992).** Phytotoxicity due to the agricultural use of urban wastes. germination experiments. *J Sci Food Agri*, 59 , 313–319.
- Gettinby J.H., Sarsby R.W., Nedwell J., 1996.**The composition of leachate from landfilled refuse, *Proc. Inst. Civ. Eng. Mun. Eng.* 115 (1996) 47–59.
- Godon, J.-J. (2008).** Aspects biochimiques et microbiologiques de la méthanisation. In Moletta, R., *La méthanisation* (chap. 3, p. 61-85). Paris, Éditions Tec & Doc.
- Gonzalez-Vila F.J., Saiz-Jimenez C., and Martin F., 1982.** Identification of free organic chemicals found in composted municipal refuse, *J. Environ. Qual.* 11 (1982) 251– 254.
- Gounaris V., Anderson P.R., Holsen T.M.,1993.** Characteristics and environmental significance of colloids in landfill leachate, *Environ. Sci. Technol.* 27 (1993) 1381–1387.
- Gonzalez J.S., Rivera A., Borja R., Sanchez E. 1997.** Influence of organic volumetric loading rate, nutrient balance and alkalinity: COD ratio on anaerobic sludge granulation of a UASB reactor treating sugar cane molasses. *Int. Biodeter. Biodegr.*, 41, pp. 127 - 131.
- Görish, U. et Helm, M. (2008).** *La production de Biogaz*. Paris, Les Éditions Eugen Ulmer, 120 p.
- Grasius M.G., Iyengar L., Venkobachar C. 1997.** Anaerobic biotechnology for the treatment of wastewaters: a review. *J. Sci. Ind. Res.*, 56, pp. 385 - 397.

## H

- Hakkou, R., 2000.** La décharge publique de Marrakech: caractérisation des lixiviats, étude de leur impact sur les ressources en eau et essais de leur traitement. L'université Cadi Ayyad faculté des sciences et techniques Marrakech. Thèse de Doctorat d'État Es- Science. N° d'ordre: 23 / C271, 141 p.
- Hancock, M.D., PH.D (Cantab.), M.I.Chem.,E., C.ENG Director., Dee Associates (Business Consultants) Ltd, 2011.** Indoor swimming pools and leisure centres a model to improve operational effectiveness and reduce environmental impact. CIBSE Technical Symposium. Montfort University, Leicester, UK, 13 pages.
- Hartog N, Griffioen J, Van bergen PF. 2005.** Depositional and paleohydrogeological controls on the distribution of organic sediments. *Chemical Geology*, 216: 113 – 131.
- He, Y., Inamori, Y., Mizuochi, M., Kong, H., Iwami, N., & Sun, T. (2000).** Measurements of n<sub>2</sub>o and ch<sub>4</sub> from aerated composting of food waste. *Sci Total Environ*, 254 , 65–74.
- Hickey R.F., Wu W.M., Veiga M.C., Jones R. 1991.** Start-up, operation, monitoring and control of high rate anaerobic treatment systems. *Water Sci. Technol.*, 24(8), pp. 207 - 255.
- Hirai, M. F., Katayama, A., & Kubota, H. (1986).** Effect of compost maturity on plant growth. *Biocycl*, 27 , 58–61.
- Hoilijoki T.H., Kettunen R.H., Rintala J.A., 2000.** Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature, *Water Res.* 34 1435-1446.
- Hulshoff Pol L.W., Castro Lopes S.I., Lettinga G., Lens P.N.L. 2004.** Anaerobic sludge granulation. *Water Res.*, 38, pp. 1376 - 1389.
- Hulshoff Pol L.W., Castro Lopes S.I., Lettinga G., Lens P.N.L. 2004.** *Anaerobic sludge granulation*. *Water Res.*, 38, pp. 1376 - 1389.

**Hwang I, Aoyama H, Matsuo T, Nakagishi T, Matsuo T, 2012.** Recovery of solid fuel from municipal solid waste by hydrothermal treatment using subcritical water, Japan. *Waste Management*. Vol 32, pp :410–416.

**I**

**Institut de Veille Sanitaire, 2004.** Stockage des Déchets et santé publique. Synthèse et recommandation. Rapport rédigé à la demande des ministères respectivement chargés de l'environnement et de la santé Françaises (2004).

**J**

**Jensen D.L., Ledin A., Christensen T.H., 1999.** Speciation of heavy metals in landfill-leachate polluted groundwater, *Water Res.* 33 (1999) 2642-2650.

**Jianlong W., Lujun C., Hanchang S., Yi Q., 2000.** Microbial degradation of phthalic acid esters under anaerobic digestion of sludge, *Chemosphere* 41 (2000) 1245-1248.

**Johnson, Barry, L., 1993.** Congressional Testimony ATSDR : Public Health Actions and findings.

**Jupsin, H., Praet, E. et Vassel, J.-L., 2002.** Caractérisation des lixiviats de CET et modélisation de leur évolution. *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management 7-10 January 2002, Tunis (EPCOWM'2002)*, p.884-896.

**K**

**Kanga K H., Shinb H.S., Parka H., 2002.** Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications, *Water Res.* Vol 36, pp: 4023–4032

**Kaparaju P, Serrano M, Angelidaki I., 2010.** Optimization of biogas production from wheat straw stillage in UASB reactor. *Appl. Energ.* ;87:3779-3783.

**Kargi F., Pamukoglu M.Y., 2003.** Aerobic biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation, *Enzyme. Microb. Tech.* vol 33, pp: 588-595.

**Karkacier, M., Artık, N., (1995).** Determination of physical properties, chemical composition and extraction conditions of carob bean (*Ceratonia siliqua L.*). *Gıda* 20 (3), 131–136.

**Karkouri. M, 2009.** Etude d'optimisation et d'amélioration de la collecte des déchets ménagers et assimilés dans la ville de Beni Mellal Mémoire de fin d'étude pour l'obtention du Mastère spécialisé en management et Ingénierie des Services d'Eau, d'Assainissement et de Déchet (MISEAD ) 106 pages.

**Kaschl A, Römheld V and CHEN Y, 2002.** The influence of soluble organic matter from municipal solid waste compost on trace metal leaching in calcareous soils. *The Science of the Total Environment*, n° 29, pp: 45-57.

**Khattabi. H., 2002 -** Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Etueffont (Belfort, France), Thèse de Doctorat, Institut des Sciences de l'Environnement, Université de Franche Comté. 167 p

**Kehila Y., Aina M., Mezouari F., Matejka G., Mamma D., 2007.** Quelles perspectives pour l'enfouissement technique et le stockage éco-compatible des résidus solides dans les ped vis-à-vis des impacts sur l'hydrosphère urbaine ? Actes des JSIRAUF, Hanoi, 6-9 novembre 2007.

**Khanal, S.K., Surampalli, R.Y., Zhang, T.C., Lamsal, B.P., Tyagi, R.D., Kao, C.M., 2010,** Bioenergy and biofuel from biowastes and biomass, American Society of Civil Engineers, Environmental & Water Resources Institute

**Kornaros M., Lyberatos G., 2006.** Biological treatment of wastewaters from a dye manufacturing company using a trickling filter, *J. Hazard. Mater.* 136 (2006) 95-102.

**Kulikowska D., Klimiuk E., 2008.** The effect of landfill age on municipal leachate composition, *Bioresource. Technol.* Vol 99 pp: 5981-5985

**Kumazawa, S., Taniguchi, M., Suzuki, Y., Shimura, M., Kwon M.S., Nakayama, T., (2002).** Antioxidant activity of polyphenols in carob pods. *J Agric Food Chem.*50:373–7.

**Kurniawan, A T., Lo, W. and Chan, G., 2006.** Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials.* Vol 129, pp : 80-100.

**Kurniawan T.A., Lo W.H., Chan G.Y.S., 2006.** Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment, *J. Hazard. Mater.* 137 (2006) 433-455.

## L

**Labbe, H., 1996.** Essai de caractérisation et de valorisation d'un lixiviat d'ordures ménagères. Thèse INP Toulouse-France, 263 pages.

**Lafuente, B., 1961.** Azticares de la algarroba I. La fermentación selectiva de las hexosas en la obtención de sacarosa. *Revista de Agricultura y Tecnología de Alimentos* 1, 1–7.

**Lagier., 2000.** Étude des macros molécules de lixiviat : Caractérisation et comportement vis-à-vis des métaux. Thèse de Doctorat. Université de Limoges. France (2000).

**Leclerc, B. (2001).** Guide des matières organiques. Guide Technique de l'ITAB

**Lema J.M., Mendez R., Blazquez R., 1988.** Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment, *Water. Air. Soil. Pollut.* pp: 223-250.

**Lens P., de Beer D., Cronenberg C., Ottengraf S., Verstraete W. 1995.** The use of microsensors to determine population distributions in UASB aggregates. *Water Sci. Technol.*, 31(1), pp. 273 - 280.

**Lettinga G., Rebac S., Zeeman G. 2001.** Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. *Trends Biotechnol.*, 19, pp. 363 - 370.

**Lettinga G (1995).** " La digestion anaérobie et de traitement des eaux usées des systèmes". *Antonie Van Leeuwenhoek* 67 (1): 3-28.

**Lettinga G, Velsen A F M, Hobma S W, Zeeuw W J and Klapwijk A, 1980.** Use of the Upflow Sludge Blanket (USB) reactor concept for biological waste water treatment. *Biotechnology and Bioengineering*, Vol: 22, pp: 699-734.

**Lew B., Belavski M., Admon S., Tarre S., Green M. 2003.** Temperature effect on UASB reactor operation for domestic wastewater treatment in temperate climate regions. *Water Sci. Technol.*, 48, pp. 25 - 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 (2010) 56-62.

**Li X.Z., Zhao Q.L., 2001.** Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium–nitrogen as pretreatment, *Chemosphere.* 44 (2001) 37–43.

**Lim Y.N., Ghazaly Shaaban M., Yin C.Y., 2009.** Treatment of landfill leachate using palm shell activated carbon column: Axial dispersion modeling and treatment profile, *J. Chem. Eng.* 146 (2009) 86-89.



**Linde K., Jönsson A.S., Wimmerstedt R., 1995.** Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis, *Desalination* vol 101 pp: 21-30.

**Liu Y., Tay J.H. 2002.** The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. *Water Res.*, 36(7), pp. 1653 - 1665.

**Liu J, Zuo J, Yang Y, Zhu S, Kuang S, Wang K., 2010.** An autotrophic nitrogen removal process: Short-cut nitrification combined with ANAMMOX for treating diluted effluent from an UASB reactor fed by landfill leachate. *Journal of Environmental Sciences*. Vol 22(5), pp: 777–783.

**Lizardo R., J. Cañellas, F. Mas, D. Torrallardona, J. Brufau, (2002),** L'utilisation de la farine de caroube dans les aliments de sevrage et son influence sur les performances et la santé des porcelets, *Journées de la Recherche Porcine*, N°34, pp.97-101.

**Loi n° 11-03, 2003.** Relative à la protection et à la mise en valeur de l'environnement Dahir N° 1.03.59 du 10 Rabii I 1424 (12 mai 2003)

**Loi n° 12-03, 2003.** Relative aux études d'impact sur l'environnement Dahir N° 1.03.60 du 10 Rabii I 1424 (12 mai 2003), BO N° 5118 du 19 Juin 2003

**Loukidou M.X., Zouboulis A.I., 2001.** Comparaison of two biological treatment process using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment, *Environ. Pollut.* Vol 111, pp: 273–281.

## M

**Macario A.J., De Macario E.C. 2001.** The molecular chaperone system and other antistress mechanisms in archaea. *Front. Biosci.*, 1(6), pp. 262 - 283.

**Makan A, Assobhei O, Mountadar M. (2014).** Initial air pressure influence on in-vessel composting for the biodegradable fraction of municipal solid waste in Morocco. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* ; 11:53-58.

**Makris, D.P., Kefalas, P., (2004).** Carob pods (*Ceratonia siliqua* L.) as a source of polyphenolic antioxidants. *Food Technology and Biotechnology* 42, 105–108.

**Marakis S., 1996.** Carob bean in food and feed: current status and future potentials-A critical appraisal. *J Food Sci Technol.* 33, 365-383.

**Manso, T., Nunes, C., Raposo, S., Lima-Costa, M.E., 2010.** Carob pulp as raw material for production of the biocontrol agent *P. agglomerans* PBC-1. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 1367–5435.

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

**MAPA. (1994),** Ministerio de Agricultura, Pesca Y Alimentación. *Anuario de Estadística Agraria*. Ed. Secretaría General Técnica, Madrid, Spain.

**Martin, J., 1981.** Le Moyen Atlas Central. Etude géomorphologique, *Notes & Mémoire, Service géologique. Maroc*, 258 p.

**Mathur N.K., (2011).** Functional properties of hydrocolloids and their structure-function correlation. *Industrial Galactomannan Polysaccharides*. Chap 3, CRC Press.

**Maozhe Chen,** thèse doctorale, Faisabilité technique et environnementale de l'utilisation dans des matériaux de construction cimentaires de cendres d'incinération de boues de station d'épuration, *Formation doctorale : Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain, L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon*, p 96

**MBULIGWE, S.E., 2002.** Institutional solid waste management practices in developing countries: a case study of tree academic institutions in Tanzania. *Resources, Conservations and recycling*, Vol. 35, pp. 131-146.

**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

**McHugh S., O'Reilly C., Mahony T., Colleran E., O'Flaherty V. 2004.** Anaerobic granular sludge bioreactor technology. *Environ. Res.*, 2, pp. 225 - 245.

**Mehmood M.K., Adetutu E., Nedwell D.B., Ball A.S., 2009.** In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons, *Bioresource. Technol.* 100 (2009) 2741-2744.

**MI, 1998.** Ministère de l'Intérieur.

**Michel, F. C., & Reddy, C. A. (1998).** Effect of oxygenation level on yard trimmings composting rate, odor production, and compost quality in bench-scale reactors. *Compost Sci Util*, 6 , 6-14.

**Millot, N., 1986.** Les lixiviats de décharges contrôlées. Caractérisation analytique et études des filières de traitement. Thèse de doctorat, INSA Lyon.

**Möder M., Popp P., Pawliszyn J., 1998.** Characterization of water-soluble components of slurries using solid-phase microextraction coupled to liquid chromatography mass spectrometry, *J. Microcolumn Sep.* 10 (1998) 225-234.

**Moletta, R. (2008).** Technologies de la méthanisation de la biomasse – Déchets ménagers et agricoles. *In Moletta, R., La méthanisation* (chap. 8, p. 181-204). Paris, Éditions Tec & Doc.

**Moletta, R., 2002.** « Procédés biologiques anaérobies, Dans Gestion des problèmes environnementaux dans les industries agroalimentaires » *Technique et documentation - Editions Lavoisier*, Paris (2002).

**Morawe B., Ramteke D.S., Vogelpohl A., 1995.** Activated carbon column performance studies of biologically treated landfill leachate, *Chem. Eng. Process.* 34 (1995) 299-303.

**Mutombo T.D. 2004.** Internal circulation reactor: pushing the limits of anaerobic industrial effluents treatment technologies. *Proceedings of the 2004 Water Institute of Southern Africa (WISA) Biennial Conference.*

**Mustin, M. (1987).** *Le compost*. Paris, France.

## N

**Nameche, T et Vassel, J L., 1999.** Bilan thermique sous climat tempéré des lagunes aérées et naturelles. *Sciences de l'eau*, Vol 12/1, pp: 65-91.

**Nasr A., Belhadj Mohamed A., Orfi J., Debissi C and. Ben Nasrallah S., 2008.** Evaporation of a thin binary liquid film covering one plate of a vertical Channel. *Revue des Energies Renouvelables*. Vol 11, pp: 611-622.

**Neena, C., Ambily, P. S., & Jisha, M. S., 2007.** Anaerobic degradation of coconut husk leachate using UASB-reactor. *Journal of environmental biology*. Vol 28(3), pp: 611-615.

**Nur Shaylinda Mohd Zin, 2012.** Characterization of leachate at matang landfill site, perak, malaysia *Academic Journal of Science CD-ROM*. ISSN: 2165-6282. Vol 1(2), pp:317-322.

## O

**Olivier, M.J. (2009).** *Chimie de l'environnement*. 6e édition, Québec, Les productions Jacques Bernier, 360 p.

**Öman C.B., Junestedt C., 2008.** Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds, Waste. Manage. 28 (2008) 1876-1891.

**Öman C.B., Hynning P.A., 1993.** Identification of organic compounds in municipal landfill leachates, Environ.Pollut. 80 (1993) 265-271.

**Ostrem, K., 2004.** Greening Waste: Anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid wastes. Mémoire de maîtrise, Columbia University, New York.

**Orphanos P. I. and Papaconstantinou J. (1969),** The carob varieties of Cyprus, Tech. Bull. 5. Cyprus Agricultural Research Institute, Ministry of Agriculture and Natural Resource, Nicosia.

**Owen R.W., Haubner R., Hull W.E., Erben G., Spiegelhalder B., Bartsch H., Haber B., (2003).** Isolation and structure elucidation of the major individual polyphenols in carob fibre. Food Chem Toxicol. 41, 1727–1738.

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

## P

**Papagiannopoulos M., H.R. Wollseifen, A. Mellenthin, B. Haber and R. Galensa (2004).** Identification and quantification of polyphenols in carob fruits (*Ceratonia siliqua L.*) and derived products by HPLC-UV-ESI/ MSn, J. Agric. Food Chem. 52, 3784-3791.

**Paques. 2003.** Referential Manual. Paques B.V., Balk, Netherlands. Rajeshwari K.V., Balakrishnan M., Kansal A., Kusum Lata Kishore V.V.N. (2000). State of the art of anaerobic digestion for industrial wastewater treatment. Renew. Sust. Energ. Rev., 4, pp. 135 - 156.

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

**Petit M. D. & Pinilla J. M., (1995).** Production and Purification of a Sugar Pods Syrup from Carob Pods Lebensm.-Wiss. u.-Technol. 28, 145-152.

**Pohland, F.G., Deryien, J.T., Ghosh, S.B., 1983.** Leachate and gas quality changes during landfill stabilization of municipal refuse, In: Wentworth R.L. (ed.), Anaerobic digestion, Proceedings 3rd International Symposium, Boston, MA, pp: 185-202.

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

**PGPE, 2008.** Programme de gestion et de protection de l'environnement composante « gestion intégrée des déchets dangereux » étude de la gestion des flux à travers des concepts et bilans des déchets, .44 pages.

## Q

**Quarmby J., Forster C.F. 1995.** An examination of the structure of UASB granules. Water Res., 29(11), pp. 2449 - 2454.

## R

**Ramade, F., 1998.** Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau: biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales. Ediscience, 354-356.

- Rassam a, Bourkhiss B, Chaouch A, EL Watik L, Chaouki H et Ghannami M, 2012.**Caractérisation de lixiviats des décharges contrôlées au Maroc et solutions de traitement : cas de lixiviats de la ville d'al Hoceima. Environnement Science Lib, vol 4, N ° 120204ISSN 2111-4706.
- Reinhart, D.R. and Grosh C.J., 1998.** Analysis of Florida MSW landfill leache quality. Florida Centre For Solid and Hazardous Waste Management. Report, 97-3.
- Rejeb M. N. (1995).** Le caroubier en Tunisie: Situations et perspectives d'amélioration, in Quel avenir pour l'amélioration des plantes? Edit. AUPELF-UREF. John Libbey Eurotext, Paris, pp. 79-85.
- REEM, 2012.** Rapport sur l'Etat de l'Environnement du Maroc, 246 pages.
- Renou, S., Poulain, S., Gagnaire, J, de Cadarache Marrot. B et Moulin, P., 2007.** Guide de l'eau 37ème édition 2007-2008. Lixiviats de centre de stockage: déchet généré par des déchets. 43 p.
- Renou S et Poulain S., 2008.** Procédé innovant de traitement des lixiviats. L'eau, L'industrie, les nuisances. Vol312, pp : 60-70.
- Renou S., Givaudan J.G., Poulain S., Dirassouyan F., Moulin P., 2008.** Landfill leachate treatment: Review and opportunity, J. Hazard. Mater. 150 (2008) 468-493.
- Renou S et Poulain S., 2009.** Intégration des procédés membranaires dans le traitement des lixiviats. L'eau, L'industrie, les nuisances. Vol 313, pp : 71-80.
- RGDSM, 2014.** Rapport sur la gestion des déchets solides au MAROC, 57 pages.
- Reitzel L.A., Ledin A., 2002.** Determination of phenols in landfill leachate-contaminated groundwaters by solid-phase extraction, J. Chromatogr. A. 972 (2002) 175-182.
- Robinson, A., Sewell, G., Damodaran, N., David, E., and Kalas Adams, N. 2003.** Landfills in developing countries and global warming. Sardinia: 9th International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia.
- Rodier, J. 1996.** L'analyse de l'eau: eaux naturelles- eaux résiduaires- eau de mer. Dunod. 8ème édition 1996. EAN13: 9782100024162, 1385 p.
- Rodier J., 2009.** L'analyse de l'eau – eaux naturelles, eaux résiduaires, eade mer, 9ème édition, Paris, Dunod, 1365-1475
- Rodriguez J., Castrillon L., Maranon E., Sastre H., Fernandez E., 2004.** Removal of nonbiodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption, Water Res. 38 (2004) 3297–3303.
- Ross W.R., 1990.** Factor influencing the chemical caractéristiques of landfill leachate, Water SA. 16 (1990) 275-280.
- RMHC, 2016.** Royaume du Maroc Haut-Commissariat au Plan RABAT – Maroc statistiques environnementales au Maroc. Projet mis en oeuvre par le Plan Bleu, 108 pages.
- Rubio J., Souza M.L., Smith R.W., 2002.** Overview of flotation as a wastewater treatment technique, Miner. Eng. Vol 15, pp: 139-155.

**S**

- Saidi A., Abada B. 2007.** La biométhanisation : une solution pour un développement durable. Revue des Energies Renouvelables, CER' 07 Oujda, pp. 31 - 35.

**Sanchez-Monedero, M., Roig, A., Paredes, C., & Bernal, M. (2001).** Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Biores Technol.*, 78, 301–308.

**Sané Y., 2002.** La gestion des déchets à Abidjan : un problème récurrent et apparemment sans solution ; *AJEAM/RAGEE 2002* ; Vol. 4 N°1 ; pp : 13-22.

**Santos M., Rodrigues A, Teixeira J. A., (2005).** Production of dextran and fructose from carob pod extract and cheese whey by *Leuconostoc mesenteroides* NRRL B512(f), *Biochemical Engineering Journal* 25, 1–6.

**Sbay H. et M. Abourouh, (2006).** Apport des espèces à usages multiples pour le développement durable : cas du pin pignon et du caroubier, Centre de Recherche Forestière Haut-Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte Contre la Désertification, Rabat, pp.1-9

**Schlumpf J P., Trebouet D., Quemeneur F., Malleriat J P et Jaouen P., 2001.** Réduction de la DCO dure des lisiers de porc et lixiviats par nanofiltration. *Sciences de l'eau*. Vol 14/2, pp : 147-155.

**Seghezzo L, 2004.** Anaerobic treatment of domestic wastewater in subtropical regions. Thesis Wageningen University, Wageningen, the Netherlands, 172 pages.

**Seghezzo L., Zeeman G., Lier J.B.V., Hamelers H.V.M., Lettinga G. 1998.** A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresour. Technol.*, 65, pp. 175 - 190.

**Sillet A.A., Royer S., Coque Y., Thomas O., 2001.** Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères : genèse, composition et traitement, *Déchets Sciences & Techniques*. 22 (2001) 7-11.

**Silva A.C., Dezotti M., Sant'Anna Jr G.L., 2004.** Treatment and detoxication of a sanitary landfill leachate, *Chemosphere*. vol 55, pp: 207–214.

**Singh K.S., Viraraghavan T. 2003.** Impact of temperature on performance, microbiological, and hydrodynamic aspects of UASB reactors treating municipal wastewater. *Water Sci. Technol.*, 48, pp. 211 - 217.

**Singh L, Wahid ZA, Siddiqui MF, Ahmad A, Rahim MHA, Sakinah M., 2013.** Application of immobilized upflow anaerobic sludge blanket reactor using *Clostridium LS2* for enhanced biohydrogen production and treatment efficiency of palm oil mill effluent. *Int. J. Hydrogen Energ.* 38:2221-2229.

**Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Alley, R.B., Berntsen, T., Bindoff, N.L., Chen, Z., Chidthaisong, A., Gregory, J.M., Hegerl, G.C., Heimann, M., Hewitson, B., Hoskins, B.J., Joos, F., Jouzel, J., Kattsov, V., Lohmann, U., Matsuno, T., Molina, M., Nicholls, N., Overpeck, J., Raga, G., Ramaswamy, V., Ren, J., Rusticucci, M., Somerville, R., Stocker, T.F., Whetton, P., Wood, R.A. and Wratt, D. (2007).** Technical Summary. *In Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. and Miller, H.L. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

**Souabi S, Touzare K, Digua K, Chtioui H, Khalil F et Tahiri M, 2011.** Triage et valorisation des déchets solides à la décharge publique de la ville de Mohammédia. *Technologies de laboratoire*. Vol 25, pp: 121-130.

**Sung Sung M., Chang D., Lee H.Y., 1997.** Performance improvement of an unstable anaerobic leachate treatment system in an industrial waste landfill, *Water. Sci. Technol.* vol 36, pp: 333-340.

**Tabet, M., 2001.** Types de traitement des déchets solides urbains évaluation des coûts et impacts sur l'environnement, Revue des Energies Renouvelables. Numéro spécial, Biomasse Production et Valorisation, pp: 97-102.

**Tânia F.C.V. S., M. Elisabete F. S., A. Cristina C., Ame'lia F., Isabel S., Sousa M.A., Goncalves C., Alpendurada M.F., Boaventura R and Vilar V., 2013.** Multistage treatment system for raw leachate from sanitary landfill combining biological nitrification-denitrification/solar photo-Fenton/ biological processes, at a scale close to industrial Biodegradability enhancement and evolution profile of trace pollutants. water research. Vol 47, pp: 6167 -6186.

**Tay J.H., Xu H.L., Teo K.C. 2000.** Molecular mechanism of granulation: I. H<sup>+</sup> translocation – dehydration theory. J. Environ. Eng-ASCE., 126, pp. 403 - 410.

**Tay J.H., Yan Y.G.I. 1996.** Influence of substrate concentration on micronial selection and granulation during start-up of upflow anaerobic sludge blanket reactors. Water Environ. Res., 68, pp. 1140 - 1150.

**Tchobanoglous G., Burton F.L. 1991.** Wastewater Engineering, Treatment, Diposal and Reuse. 3rd Edition, McGraw, Inc, USA, pp. 420 - 431.

**Teo K.C., Xu H.L., Tay J.H. 2000.** Molecular mechanism of granulation. II: Proton translocating activity. J. Environ. Eng-ASCE., 126, pp. 411 - 418.

**Tiller K. G., SMITH L. H., 1990.** Limitations of EGME retention to estimate the surface area of soils, CSIRO, Australian Journal of Soil Research 28 (1) 1 – 26

**Tou I., Igoud S., Touzi A. 2001.** Production de biométhane à partir des dejections animaux. Rev. Energ. Ren. : Production et valorisation - biomasse, pp. 103 - 108.

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

**Trebouet D, Berland A, Schlumpf J P, Jaouen P et Quemeneur F, 1998.** Traitement de lixiviats stabilisés de décharge par des membranes de nanofiltration. Revue des sciences de l'eau, vol. 11, n° 3, pp°. 365-382.

**Truong, L.V-A., 2004.** Purification du biogaz provenant de la digestion anaérobie du lisier de porc. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Québec.

## V

**Van Coillie, R., Bermingham, Blaise C., Vézeau, R., Lakshminaraya, J.S.S., 1990.** Integrated ecotoxicological evaluation of dump sites. Advance in Environmental Science and Technology. Academic Press of New York. Vol 22(12), pp : 161-191.

**Vardar Y., Seçurenand Ö. And Ahmed M. (1972),** Preliminary results on the chemical composition of the Turkish carob beans, Qual. Plant Mater, vol. XXI N°4, pp. 318- 327.

**Vembu K., Tyagi R.D. 1990.** Fluidized bed reactor in wastewater treatment. Wastewater treatment by immobilized cells. CRC press. Floride, pp. 253 - 265.

**Vincon-Leite B., Mouchel J M et Tassin B., 1989.** Modélisation de l'évolution thermique saisonnière du lac du Bourget (Savoie, France). Sciences de l'eau. Vol 2,pp: 483-510.

## W

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

**Woese C.R., 1987.** Bacterial evolution, *Microbiol. Rev.* 51(1987) 221-271.

**Wu J., Zhang H., He P.J., Shao L.M., 2011.** Insight into the heavy metal binding potential of dissolved organic matter in MSW leachate using EEM quenching combined with PARAFAC analysis, *Water Res.* 45 (2011) 1711-1719.

**Wu J., Lu Z.Y., Hu J.C., Feng L., Huag J.D., Gu X.S. 2006.** *Disruption of Granules by Hydrodynamic Force in internal Circulation Anaerobic Reactor.* *Water Sci. Technol.*, 54(9), pp 9 - 16.

**Wursch P., Vedovo S., Rosset J., Smiley M. (1984).** The tannins granules from ripe carob pod, *Lebensm.Wiss.u.Technol.* N°17, pp.351-354.

[www.atsdr.cdc.gov/cxcx6.html](http://www.atsdr.cdc.gov/cxcx6.html)

[www.atsdr.cdc.gov/az/l.html](http://www.atsdr.cdc.gov/az/l.html).

## X

**Xu Y., Yue D., Zhu Y and Nie Y., 2006.** Fractionation of dissolved organic matter in mature landfill leachate and its recycling by ultrafiltration and evaporation combined processes. *Chemosphere.* Vol 64, pp: 903–911.

## Y

**Yamasaki A., Tyaci R. K., Fouda A and. Matsuura T., 1996.** Effect of Evaporation Time on the Pervaporation Characteristics through Homogeneous Aromatic Polyamide Membranes. II. Pervaporation Performances for Ethanol/Water Mixture. *Journal of Applied Polymer Science.* Vol 60, pp: 743-748.

**Yousif, A. K., & Alghzawi, H. M. (2000).** Processing and characterization of carob powder. *Food Chemistry*, 69, 283–287.

**Yu H.Q., Tay J.H., Fang H.H.P. 2001.** The role of calcium in sludge granulation during UASB reactor start-up. *Water Res.*, 35(4), pp. 1052 - 1060.

## Z

**Zahrani F, 2006.** Contribution à l'élaboration et validation d'un protocole d'audit destiné à comprendre les dysfonctionnements des centres de stockage des déchets (CSD) dans les pays en développement. Application à deux CSD : Nkolfoulou (Cameroun) et Essaouira (Maroc). Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 269 pages.

**Zeeman G and LETTINGA G, 1999.** The role of anaerobic digestion of domestic sewage in closing the water and nutrient cycle at community level. Elsevier Science Ltd, Vol: 39, N° 5, pp: 187-194.

**Zhang J and Ramanathan V., 1995.** Convection-Evaporation Feedback in the Equatorial Pacific. *Journal of Climate.* Vol 8, pp: 3040-3051.

**Zouboulis A., Jun W., Katsoyiannis A., 2003.** Removal of humic acids by flotation, *Colloids Surf. A, Physicochem. Eng. Aspects.* 231 (2003) 181–193.

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

---

**Zouhair O. (1996)**, Le caroubier: situation actuelle et perspectives d'avenir, Document interne, Eaux et forêts, Maroc, pp 22.



## **Annexes**

### **Article**

# **Influence of hydraulic retention time on biogas production during leachate treatment**

## Annexe 1 : Communications orales et affichées

### Communications

#### Communications orales

##### Communication orale1

Participation au programme de la deuxième édition du Congrès International sous le thème : « Environnement et Développement Durable » Par une présentation orale sous thème : « Gestion des déchets solides et traitement des lixiviats par réacteur anaérobie UASB » organisé à l'Ecole Supérieure de Technologie de Salé, Université Mohamed V, Rabat, du 20 au 21 Avril 2016

**Auteurs** : S. BAATI\*, A. EL BOUADILI\*\*, F. BENYOUCEF\*, A. ELGHMARI\*

(\*) Equipe de télédétection et SIG appliquées aux Géosciences et à l'environnement. Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal, BP 523 000 BM, E-mail : [baatienvi@gmail.com](mailto:baatienvi@gmail.com)

(\*\*) Laboratoire de génie industriel Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal, BP 523 000 BM.

**Mots clé** : déchets ménagers, traitement des lixiviats, DCO, UASB, charge polluante.

#### Résumé

La mise en décharge des déchets dans des centres d'enfouissement engendre la production de lixiviat. La composition et le volume des lixiviats sont difficiles à déterminer car les décharges constituent un réacteur complexe évoluant spontanément. En effet, les conditions climatiques saisonnières (précipitations, humidité, évaporation...), mais surtout de la nature des déchets entreposés, et du stade d'évolution du casier de déchets (âge), trois types de lixiviats ont été distingués: - les lixiviats jeunes, - les lixiviats intermédiaires, - les lixiviats âgés ou stabilisés de par leur charge polluante importante, les lixiviats doivent subir un traitement avant d'être rejetés dans le milieu naturel.

L'objectif de notre travail est de présenter les caractéristiques physico-chimiques des lixiviats frais des déchets ménagers à l'entrée de la décharge de la ville de Kasba Tadla au Maroc et réaliser des essais de traitement par la Technique de UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket). Le choix de cette technique est motivé par les conditions climatiques locales de la zone d'étude où la saison chaude dure plus de 9 mois avec des températures qui restent en dessus de 30 °C et qui sont considérées comme très favorables au traitement biologique anaérobie selon la technique de l'UASB. Ce choix est également justifié à la fois par la rusticité de l'UASB et par son coût relativement bas, ce qui pourrait en faire une alternative pour de nombreuses petites et moyennes communes marocaines.

L'analyse physico-chimique des lixiviats de la zone d'étude montre une très forte charge organique (DCO de l'ordre de 24000 mgO<sub>2</sub>/l), et une forte acidité pH = 4.2. Le traitement de ces effluents par une technique efficace et adaptée aux conditions climatiques de la zone d'étude est donc impératif avant rejet dans l'environnement. La technique étudiée ici est un traitement biologique anaérobie par UASB Technique. Les travaux réalisés ont permis d'atteindre un abattement de 90 % de DCO et une neutralisation du lixiviat (pH = 6,9). Les résultats obtenus confirment donc que la technique de traitement par UASB est adaptée aux lixiviats fortement chargés.

## Communication orale 2

Participation au programme de la troisième édition du colloque International sur la Valorisation des Déchets pour un Développement Durable V3D-2016 sous le thème de : « Prévention de la pollution et gestion durable des rejets solides et liquides » sous le label de la COP22. Par une présentation orale sous thème : « VALORISATION DES LIXIVIATS PAR TRAITEMENT ANAEROBIQUE : (REACTEUR UASB) ET PRODUCTION DU BIOGAZ », au centre de conférences de la Faculté des Sciences Fès, le 05 Novembre 2016

**Auteurs** : S. BAATI\*, A. EL BOUADILI\*\*, F. BENYOUCEF\*, A. ELGHMARI\*

(\*) Equipe de télédétection et SIG appliquées aux Géosciences et à l'environnement. Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal, BP 523 000 BM, E-mail : [baatienvi@gmail.com](mailto:baatienvi@gmail.com)

(\*\*) Laboratoire de génie industriel Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal, BP 523 000 BM.

**Mots clés** : Le lixiviat de décharge; Réacteur UASB; Temps de rétention hydraulique; Taux de charge organique.

## Résumé

Au Maroc, l'un des soucis majeurs demeure la gestion des déchets solides et leurs sous-produits, notamment les lixiviats et le biogaz. Les lixiviats de la décharge publique non contrôlée de la ville de Kasba Tadla, qui ne sont ni collectés ni traités et acheminés directement vers un chaâba. Afin de faire face à ce fléau et de contribuer à une réhabilitation durable de cette décharge, cette étude a pour buts de caractériser ces lixiviats et d'évaluer l'efficacité technique et le rendement socio-économique d'un traitement par réacteur anaérobie UASB appropriés au contexte local. Dans un premier temps, nous avons évalué les performances du réacteur pour le traitement des lixiviats, ensuite nous avons analysé les résultats des trois temps de rétention hydraulique de point de vue performances épuratoires et production du biogaz. Le suivi physico-chimique de ces essais a montré qu'il s'agit d'une réduction moyenne de la pollution en terme de matière en suspension (MES) respectivement de l'ordre de 64%, 70% et 80 % , d'une réduction moyenne de la pollution en terme de la demande chimique en oxygène (DCO) respectivement de l'ordre de 65%, 80% et 92% et d'une production moyenne respectivement de l'ordre de 50%, 61% et 79% en terme de de biogaz à la sortie du réacteur.

## Communications affichées

### Communication affichée 1

Participation au programme de la première édition du Congrès Polydisciplinaire International (CIP-1) sur le thème : « *les enjeux stratégiques du développement durable intégré en Afrique* » Par une présentation affichée sous thème : « Traitement des lixiviats par le lit de boue anaérobie à flux ascendant », à la Faculté Polydisciplinaire, Beni Mellal, du 05 au 6 Juin 2015.

**Auteurs** : S. BAATI\*, A. EL BOUADILI\*\*, F. BENYOUCEF\*, A. ELGHMARI\*

(\*) Equipe de télédétection et SIG appliquées aux Géosciences et à l'environnement. Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal, BP 523 000 BM, E-mail : [baatienvi@gmail.com](mailto:baatienvi@gmail.com)

(\*\*) Laboratoire de génie industriel Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal, BP 523 000 BM.

**Mots clé** : déchets ménagers, traitement des lixiviats, UASB, charge polluante.

### Résumé

La gestion des déchets est l'un des principaux défis environnementaux des sociétés modernes. En effet, la mise en décharge des déchets dans des centres d'enfouissement engendre la production de lixiviat. Ce dernier est chargé de substances polluantes telles que la matière organique soluble provenant en grande partie de l'activité biologique de la décharge, des constituants inorganiques comme les métaux lourds, et des germes qui peuvent être très dangereux pour la santé. La composition et le volume des lixiviats sont difficiles à déterminer car les décharges constituent un réacteur complexe évoluant spontanément. En effet, la composition du lixiviat dépend de nombreux facteurs tels que le mode d'exploitation de la décharge (la gestion du site, sa topographie, sa situation géographique et le degré de compaction des déchets), les conditions climatiques saisonnières (précipitations, humidité, évaporation...), mais surtout de la nature des déchets entreposés, et du stade d'évolution du casier de déchets (âge), trois types de lixiviats ont été distingués: - les lixiviats jeunes, - les lixiviats intermédiaires, - les lixiviats âgés ou stabilisés. De par leur charge polluante importante, les lixiviats doivent subir un traitement avant d'être rejetés dans le milieu naturel. Plusieurs techniques sont aujourd'hui considérées comme potentiellement efficaces pour la dépollution et le traitement des lixiviats et sont appliquée à une échelle industrielle. Les plus utilisées sont basés sur des traitements biologiques anaérobies, physicochimiques, l'osmose inverse et les techniques membranaires et plus particulièrement la nanofiltration couplée ou non au traitement biologique. Au Maroc, les solutions techniques de dépollution ayant été expérimentées par certaines communes sont limitées à la recirculation des lixiviats sur les casiers d'enfouissement, la dépollution par voie biologique dans des bassins aérés et l'osmose inverse. Toutes ces techniques se sont avérées inadéquates. Les rendements épuratoires du traitement biologiques sont en effet trop bas et la recirculation a entraîné des résultats plutôt négatifs avec la production de lixiviats de plus en plus concentrés en sels et en DCO dure. L'osmose inverse reste également une technique relativement coûteuse mais aussi productrice d'un concentrat hautement pollué qui nécessite une gestion et une mise en décharge spécifique. Le choix d'une

technique donnée est en réalité fonction non seulement de son rendement épuratoire mais aussi de son coût. Dans le contexte marocain, les variations saisonnières tant quantitatives que qualitatives de la production de lixiviats décharge compliquent davantage ce choix, d'où les défis liés à la gestion de ces effluents.

L'objectif de notre travail de recherche consacré à des essais de traitement du lixiviat par l'utilisation des techniques biologiques anaérobies comme le lit de boue anaérobie à flux ascendant UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*).

Le choix de cette technique est motivé par les conditions climatiques locales de la zone d'étude où la saison chaude dure plus de 9 mois avec des températures qui restent en dessus de 30 °C et qui sont considérées comme très favorables au traitement biologique anaérobie selon la technique de l'UASB. Ce choix est également justifié à la fois par la rusticité de l'UASB et par son coût relativement bas, ce qui pourrait en faire une alternative pour de nombreuses petites et moyennes communes marocaines.

## Communication affichée 2

Participation au programme de la première édition du Congrès International sous le thème : « des Etudes sur l'Eau et l'environnement » Par une présentation affichée sous thème « Essai de traitement des lixiviats par UASB » organisé à l'Ecole Nationale des Sciences Appliquées d'Al-Hoceima, du 21 au 22 Avril 2016.

**Auteurs** : S. BAATI\*, A. EL BOUADILI\*\*, F. BENYOUCEF\*, A. ELGHMARI\*,

Nadia HAOUARI\*.

(\*) Equipe de télédétection et SIG appliquées aux Géosciences et à l'environnement. Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal, BP 523 000 BM, E-mail : [baatienvi@gmail.com](mailto:baatienvi@gmail.com)

(\*\*) Laboratoire de génie industriel Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal, BP 523 000 BM.

**Mots clé** : déchets ménagers, traitement des lixiviats, UASB, charge polluante.

### Résumé

La gestion des déchets est l'un des principaux défis environnementaux des sociétés modernes. En effet, la mise en décharge des déchets dans des centres d'enfouissement engendre la production de lixiviat. Ce dernier est chargé de substances polluantes telles que la matière organique soluble provenant en grande partie de l'activité biologique de la décharge, des constituants inorganiques comme les métaux lourds, et des germes qui peuvent être très dangereux pour la santé. La composition et le volume des lixiviats sont difficiles à déterminer car les décharges constituent un réacteur complexe évoluant spontanément. En effet, la composition du lixiviat dépend de nombreux facteurs tels que le mode d'exploitation de la décharge (la gestion du site, sa topographie, sa situation géographique et le degré de compaction des déchets), les conditions climatiques saisonnières (précipitations, humidité, évaporation...), mais surtout de la nature des déchets entreposés, et du stade d'évolution du casier de déchets (âge), trois types de lixiviats ont été distingués: - les lixiviats jeunes, - les lixiviats intermédiaires, - les lixiviats âgés ou stabilisés de par leur charge polluante importante, les lixiviats doivent subir un traitement avant d'être rejetés dans le milieu naturel.

L'objectif de notre travail de recherche consacré à des essais de traitement du lixiviat par l'utilisation des techniques biologiques anaérobies comme le lit de boue anaérobie à flux ascendant UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket).

Le choix de cette technique est motivé par les conditions climatiques locales de la zone d'étude où la saison chaude dure plus de 9 mois avec des températures qui restent en dessus de 30 °C et qui sont considérées comme très favorables au traitement biologique anaérobie selon la technique de l'UASB. Ce choix est également justifié à la fois par la rusticité de l'UASB et par son coût relativement bas, ce qui pourrait en faire une alternative pour de nombreuses petites et moyennes communes marocaines.

### Communication affichée 3

Participation au programme de la première édition du Conférence Méditerranéenne International sous le thème : « la Méthanisation, le Biogaz et la Valorisation Energétique des Déchets » Par une présentation affichée sous thème « Production du biogaz par la valorisation des lixiviats des déchets solides » à organisées à la Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal, du 01 au 02 Juin 2016.

**Auteurs** : S. BAATI\*, A. EL BOUADILI\*\*, F. BENYOUCEF\*, A. ELGHMARI\*

(\*) Equipe de télédétection et SIG appliquées aux Géosciences et à l'environnement. Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal, BP 523 000 BM, E-mail : [baatienvi@gmail.com](mailto:baatienvi@gmail.com)

(\*\*) Laboratoire de génie industriel Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal, BP 523 000 BM.

**Mots clé** : déchets ménagers, traitement des lixiviats, DCO, UASB, charge polluante, biogaz.

#### Résumé

La digestion anaérobie pour le traitement des effluents est un procédé largement répandu, en raison de ses intérêts énergétiques et économiques (faible coût de traitement et production de biogaz comme une énergie alternative). L'objectif de notre travail est de présenter les caractéristiques physico-chimiques des lixiviats frais des déchets ménagers à l'entrée de la décharge de la ville de Kasba Tadla au Maroc et réaliser des essais de traitement par la Technique de UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) avec la récupération du biogaz. Le choix de cette technique est motivé par les conditions climatiques locales de la zone d'étude où la saison chaude dure plus de 9 mois avec des températures qui restent en dessus de 30 °C et qui sont considérées comme très favorables au traitement biologique anaérobie selon la technique de l'UASB. Ce choix est également justifié à la fois par la rusticité de l'UASB et par son coût relativement bas, ce qui pourrait en faire une alternative pour de nombreuses petites et moyennes communes marocaines.

L'analyse physico-chimique des lixiviats de la zone d'étude montre une très forte charge organique (DCO de l'ordre de 24000 mgO<sub>2</sub>/l), et une forte acidité pH = 4.2. Le traitement de ces effluents par une technique efficace et adaptée aux conditions climatiques de la zone d'étude est donc impératif avant rejet dans l'environnement. La technique étudiée ici est un traitement biologique anaérobie par UASB. Les travaux réalisés ont permis d'atteindre un abattement de 90 % de DCO, une neutralisation du lixiviat (pH = 6,9) et une production du gaz atteint 169 l pendant 48 h avec un écoulement permanent et une température de 39 °C durant la période Mai Juin 2015. Les résultats obtenus confirment donc que la technique de traitement par UASB est adaptée aux lixiviats fortement chargés.

#### Communication affichée 4

Participation au programme de la troisième édition du colloque International sur la Valorisation des Déchets pour un Développement Durable V3D-2016 sous le thème de : « Prévention de la pollution et gestion durable des rejets solides et liquides » sous le label de la COP22. Par une présentation affichée sous thème : « TEST PROCESSING BY UASB LEACHATE », au centre de conférences de la Faculté des Sciences Fès, le 05 Novembre 2016

**Auteurs** : S. BAATI\*, A. EL BOUADILI\*\*, F. BENYOUCEF\*, A. ELGHMARI\*

(\*) Equipe de télédétection et SIG appliquées aux Géosciences et à l'environnement. Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal, BP 523 000 BM, E-mail : [baatienvi@gmail.com](mailto:baatienvi@gmail.com)

(\*\*) Laboratoire de génie industriel Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal, BP 523 000 BM.

**Keywords:** household waste, leachate treatment, UASB, pollution load.

#### Abstract

Waste management is one of the main environmental challenges of modern societies. Indeed, the landfill of waste in landfills produces leachate production. The latter is responsible for polluting substances such as soluble organic matter from largely the biological activity of the landfill, inorganic constituents such as heavy metals and germs that can be very dangerous for health. Indeed, the leachate composition depends on many factors such as the mode of operation of the landfill, seasonal weather conditions, especially the nature of the stored waste, and the stage of rubbish bin Change (age) the leachate must undergo treatment before being discharged into the natural environment. The aim of our research devoted to leachate treatment trials through the use of anaerobic biological techniques such as anaerobic sludge bed upflow UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket). The choice of this technique is motivated by local climatic conditions in the study area where the hot season lasts more than 9 months with temperatures remain above 30 °C and are considered very favorable treatment by anaerobic biology the UASB technique. This choice is also justified by both the rusticity of the UASB and its relatively low cost, which could make it an alternative for many small and medium Moroccan towns.



## Communication affichée 5

Participation au programme de la sixième édition du congrès International : Eaux, Déchets, Environnement (EDE6) « *L'Afrique, Etats des lieux et perspectives d'avenir* » Par une présentation affichée sous thème : « VALORIZATION OF LEACHATES BY ANAEROBIC TREATMENT :( UASB REACTOR) AND PRODUCTION OF BIOGAS», à la Faculté des Sciences et Beni Mellal Techniques, du 12 au 14 Décembre 2016.

**Auteurs** : S. BAATI\*, A. EL BOUADILI\*\*, F. BENYOUCEF\*, A. ELGHMARI\*

(\*) Remote sensing and GIS applied to Geosciences and the Environment. Faculty of Science and Technology Béni Mellal, Morocco. E-mail : [baatienvi@gmail.com](mailto:baatienvi@gmail.com)

(\*\*) Laboratory of Industrial Engineering, Faculty of Science and Technology Béni Mellal, Morocco.

**Keywords:** transport leachates, UASB anaerobic reactor, polluting load, chemical oxygen demand COD and biogas.

### ABSTRACT

In Morocco, one of the major concerns of policymakers remains the management of solid wastes and their by-products, including leachates and biogas. The objective of this study is to determine the physicochemical characteristics of the transport leachates in the town of Kasba Tadla, and to perform anaerobic reactor type UASB (Up flow Anaerobic Sludge Blanket). The results obtained during this experiment show that the leachates with a very high organic load COD of the order of 24000 mgO<sub>2</sub> / l and a high acidity pH = 4,2. The treatment of this effluent by the UASB technique gave sufficient results, for the chemical oxygen demand (COD), the physicochemical analysis of the treated leachates showed that this is a significant decrease of The order of 92%. As regards the production of biogas, the volume captured at the reactor outlet is 79%. On the other hand the pH at a basic character by a value of 6,9. An average reduction in pollution in terms of suspended matter (MES) of about 80%.

---

**Communication comme auteur secondaire**

Communication affichée sous le thème « Traitement des lixiviats par UASB et production du biogaz » à la première édition du Conférence Méditerranéenne International sous le thème : « la Méthanisation, le Biogaz et la Valorisation Energétique des Déchets » organisées à la Faculté des Sciences et Techniques de Beni Mellal, 01-02 Juin 2016.

## Annexe 2 : les données climatologiques de la station de Kasba Tadla en 2014

**Tableau :** Evolution des températures moyennes journalières durant la période entre  
Novembre 2013 et Octobre 2014 (station de Kasba Tadla)

Années	2013		2014									
	Nov	Dec	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct
1	18,0	9,7	10,6	12,0	12,1	14,5	24,3	22,1	27,8	25,0	27,7	25,9
2	22,5	10,4	11,5	12,9	14,5	10,8	26,0	23,0	22,6	24,9	26,7	28,7
3	21,7	12,0	11,7	11,3	13,7	11,0	25,2	23,6	22,7	26,2	28,4	28,3
4	20,6	10,7	11,1	11,3	13,0	14,4	25,3	24,8	24,6	27,0	27,3	25,4
5	19,8	16,3	14,4	12,0	13,5	17,8	27,2	27,4	26,6	31,7	27,9	22,8
6	20,1	15,7	13,4	13,1	14,6	20,3	24,3	21,7	23,8	29,5	26,5	22,5
7	18,9	14,7	13,3	13,7	17,9	21,2	27,0	22,1	25,2	28,8	26,2	21,8
8	17,0	14,1	15,4	11,3	20,5	23,4	26,2	23,9	28,7	27,6	25,7	22,5
9	18,5	11,9	15,5	11,7	19,4	22,6	24,9	23,8	31,1	27,9	26,6	22,2
10	17,5	12,8	16,3	10,6	16,5	23,4	25,6	22,1	31,0	29,0	26,6	24,4
11	17,3	13,9	13,4	9,7	13,6	24,1	27,6	25,3	28,5	29,3	25,2	25,1
12	18,1	14,7	14,3	11,2	13,9	21,1	29,3	29,8	27,7	28,5	26,6	20,8
13	17,5	11,9	10,0	14,5	12,1	22,2	30,5	30,4	28,1	28,3	27,8	18,5
14	17,7	13,0	11,2	15,6	12,1	24,7	30,0	31,0	29,2	29,3	27,1	17,1
15	19,1	13,1	10,9	12,7	13,8	20,8	33,7	26,3	32,0	29,5	27,3	21,7
16	11,6	12,7	10,9	14,5	15,1	20,2	26,0	23,6	33,6	30,2	26,5	23,3
17	11,1	11,8	11,6	8,4	16,9	20,8	20,8	23,9	32,2	29,7	25,3	25,5
18	8,1	11,9	9,2	9,6	16,4	19,6	20,7	24,0	29,8	29,1	24,3	25,4
19	12,1	11,8	10,7	10,3	17,1	17,7	21,9	22,9	28,1	28,5	23,3	27,9
20	13,2	10,4	11,0	11,0	12,7	18,1	20,2	22,3	27,5	31,3	23,3	26,4
21	10,9	9,1	10,5	10,7	15,5	16,2	20,1	22,8	27,8	30,2	23,2	26,8
22	10,3	10,1	8,3	12,4	14,2	16,6	20,3	22,3	28,1	28,4	23,1	27,4
23	15,5	10,9	11,6	13,4	15,3	18,3	18,9	23,8	27,1	27,3	22,0	24,1
24	15,3	10,9	9,7	12,5	16,4	19,2	18,7	22,5	24,9	30,1	22,0	24,0
25	11,7	10,6	9,9	11,3	17,6	19,9	18,9	23,6	24,5	32,2	23,2	20,8
26	11,6	13,9	11,9	13,0	11,5	21,5	19,4	24,5	26,2	31,8	22,8	22,6
27	12,5	13,7	11,6	11,7	12,5	22,6	20,4	27,1	25,3	33,5	22,7	24,4
28	12,7	10,7	13,1	13,4	11,9	23,1	20,9	26,8	26,1	32,2	22,5	25,6
29	15,7	9,7	7,1		9,8	22,5	23,3	28,1	27,2	33,9	24,1	23,9
30	15,3	9,0	8,0		12,5	23,8	25,5	28,6	27,9	29,4	23,3	22,1
31		9,8	7,9	13,0		24,1		28,6	28,2			22,1

**Tableau 34 : L'évolution des précipitations journalière de la ville de Kasba Tadla durant la période de Novembre 2013 et Octobre 2014**

Années	2013		2014									
	Nov	Dec	Jan	Fev	Mar	Aav	Mai	Juin	Juil	Aou	Sep	Oct
1	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	1,8	0
2	0	0	0	0	0	19,3	0	0	0	0	0	0
3	0	0,6	0	0	0	3,2	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	3,3	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	7,3	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	1,5	2,7	0	0	0	0	0	0	0	0,6
11	0	0	0	0	5,3	0	0	0,4	0	0	0	0,4
12	0	0	0	0	11,8	0	0	2,4	0	0	0	0
13	0	0	1,2	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0
14	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0,6
15	0	0	0	0	0	0	0,6	0	0	0	0	0
16	3,5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	2,7	5,6	5,6	10,5	0	0	0	0	0	0	0	0
18	0,1	0	22,9	3,1	1,6	0	0	0	0	0	0	0
19	3,6	2,4	10,8	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0
20	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	3,8	0
21	0	0	0	0	0	5,6	0	0	0	0	0,8	0
22	6,2	0	7,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23	2,7	0	2,9	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0
24	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25	0	4,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
26	0	0,9	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0
27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
28	0,1	3,8	0	0	8,9	0	0	0	0	0	0	0
29	0	0	29,9		8,9	0	0	0	0	0	0	0,2
30	0	0	6,6		0	0	0	0	0	0,2	0	0
31	0	0	4.7		0	0	0	0	0	0	0	0

**Tableau 33 : Humidité moyenne journalière de la ville de Kasba Tadla durant la période entre Novembre 2013 et Octobre 2014**

Années	2013		2014									
	Nov	Dec	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aou	Sep	Oct
1	42,5	63,5	59,5	82	71,5	69,5	57,5	50,5	36	53,5	54	48,5
2	28,5	62,5	55	77,5	/	81,5	53,5	38	47,5	51,5	66,5	44
3	39	55,5	54	80	74,5	78,5	49,5	29,5	50	50,5	56,5	32,5
4	51	58,5	63	80	64	67,5	45,5	35	48,5	57,5	57,5	43
5	47,5	61,5	47	74	61,5	61,5	40	33,5	46	40	49	49,5
6	52,5	60	49,5	58,5	60,5	60	51,5	63,5	56	42,5	48	53,5
7	65,5	60,5	50	77	51,5	53,5	51	54,5	50	43	52,5	51
8	72	50,5	36	77,5	46	51	45	47	49,5	47,5	56	50
9	63	57,5	40,5	73,5	58,5	57,5	48,5	55,5	39	55	50	49,5
10	60,5	51,5	61,5	78	59	51,5	49,5	54,5	38	56	51,5	43,5
11	44	52,5	73	66	79	55,5	/	42,5	36	51	50	49
12	45	37	57,5	67	77,5	52,5	26,5	48,5	43	52,5	53,5	58,5
13	56,5	56	75,5	63	71	50,5	27	30	47,5	45,5	45,5	55
14	65,5	64	68	62	77,5	50	28	32	41,5	48,5	50	65
15	53	60,5	57,5	71,5	62,5	58,5	22,5	44	34,5	41,5	47	48
16	70	67	75	72	58,5	66,5	50	60,5	35,5	42	49	47
17	68,5	81,5	87	91	53,5	67	62	62	42,5	43,5	60	37,5
18	77	71	88,5	82	60,5	70	55,5	59,5	51	49,5	60	45,5
19	70	72	88,5	73	55,5	71	59	59,5	46,5	53,5	58,5	25,5
20	74,5	65,5	80,5	68	87,5	57,5	60	55	41	36	54,5	18,5
21	64,5	65,5	83,5	70,5	72,5	63	53	53	47,5	35	54,5	21,5
22	77,5	64,5	86	65,5	68,5	59	41	58,5	46	39	53,5	19,5
23	87,5	64,5	77,5	62	66	60	49	48	47,5	53,5	47,5	23,5
24	89,5	61,5	68,5	76	58,5	60,5	50,5	51	57,5	40,5	48,5	30
25	81	69,5	72	67	53	53,5	49	48	57,5	42,5	53,5	42,5
26	57,5	90	71	65,5	66	45	57	50	53,5	39,5	56,5	31,5
27	62,5	72,5	77,5	57,5	62	42,5	47,5	51	55	31	56	26
28	67,5	90	77,5	64	73,5	43,5	50	45,5	53	38	56	21,5
29	64	61,5	93,5		85	50,5	50,5	41	47	38,5	53,5	34
30	65	60,5	82,5		69,5	56	44	41,5	43,5	50	54,5	37
31	62,5		90,5		78		47,5		45,5	49,5		31

**Tableau 35:** Evolution de la force du vent maximale instantanée quotidienne en (m/s) à la ville de Kasba Tadla durant la période entre le mois de Mars 2014 à Octobre 2014

Années	2014							
	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout	Septe	Octobre
1	6	7	12	12	9	10	11	7
2	5	14	14	11	10	8	9	14
3	/	12	8	10	8	9	10	10
4	8	7	6	11	10	8	7	9
5	/	7	7	19	11	9	10	7
6	/	6	12	8	10	7	7	7
7	7	5	16	9	8	10	7	6
8	7	8	7	11	6	9	8	6
9	8	6	7	10	8	8	8	8
10	9	7	7	8	8	7	11	7
11	8	6	8	11	7	8	8	11
12	13	6	12	26	8	8	6	10
13	5	7	11	13	9	10	10	8
14	11	14	18	14	7	7	8	8
15	8	8	19	10	10	9	7	6
16	6	5	12	8	8	7	9	6
17	6	6	13	10	14	10	8	6
18	12	7	9	12	8	12	9	7
19	/	9	11	12	9	12	/	12
20	7	14	9	7	6	8	21	8
21	5	16	12	9	/	9	19	6
22	4	6	9	10	14	8	11	6
23	6	6	10	12	9	6	9	8
24	8	8	8	12	10	7	8	10
25	11	9	10	8	8	11	10	6
26	8	11	12	6	9	10	9	5
27	9	8	12	8	8	16	8	6
28	10	11	10	8	8	16	8	8
29	12	7	9	8	7	14	8	15
30	6	8	8	9	7	18	6	7
31	5		10		11	8		10

**Annexe 3 : photos des matériels utilisés et du réacteur**

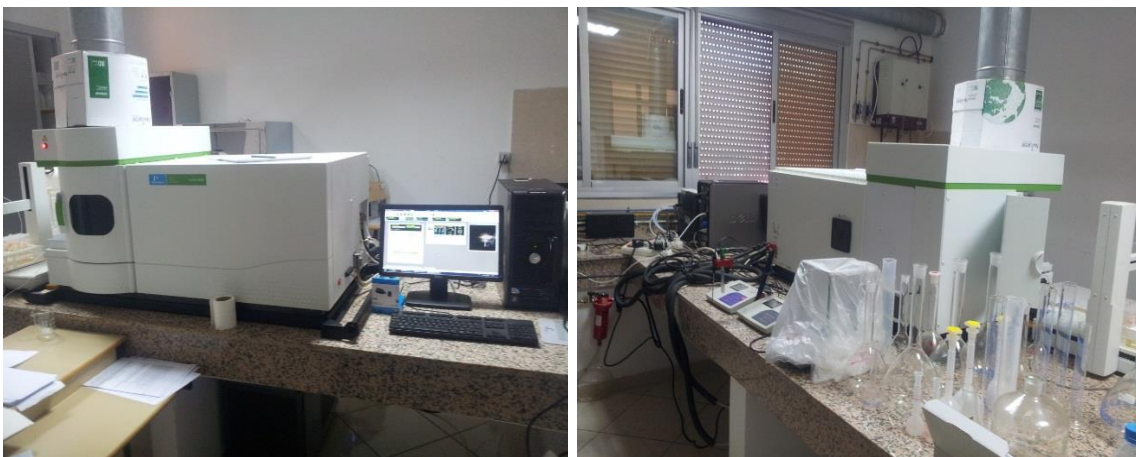
*Photo 1 : pH-mètre Accumet AB15*



*Photo 2 : Conductimètre Orion 4 star*



*Photo 3 : Détermination de la DCO*



*Photo 4 : ICP-AES (Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry)*





**Figure 5 :** détermination de la surface spécifique



**Photo 6 :** Dosage des sucres totaux à l'aide d'un spectrophotomètre



**Photo 7 :** Mesure de volume du biogaz par méthode déplacement d'eau



**Photo 8 :** Filtration des lixiviats bruts avant de passer dans le réacteur





*Photo 9: Protocol expérimental de la technique d'UASB*



*Photo 10 : les gousses de la caroube*



*Photo 11 : matériels utilisé pour la préparation de la caroube*



*Photo 12 : Séparation des grains de la caroube*



*Photo 13 : Les classe granulométriques de la caroube utilisé dans le traitement des lixiviats*