

Traitement des lixiviats de la décharge contrôlée du Grand Agadir par aération intensive

Y. JIROU¹, M.C. HARROUNI¹, M. BELATTAR², M. FATMI¹ & S. DAOUD²

(Reçu le 25/07/2014; Accepté le 23/08/2014)

Résumé

L'objectif de ce travail consiste à développer une technique de traitement des importantes quantités de lixiviats produits par la décharge publique du Grand Agadir. En effet, depuis sa mise en service en 2010, les effluents sont stockés dans de grands bassins vu que leur charge polluante ne permet pas leur rejet dans le milieu récepteur, faute d'un traitement adéquat. Dans ce travail, l'aération a été utilisée pour diminuer la charge polluante des lixiviats issus de déchets ménagers frais destinés à la décharge publique du Grand Agadir. Le traitement des effluents à forte charge organique par injection d'air est une technique qui a donné des résultats variables selon l'importance de la charge polluante et la nature chimique des constituants non organiques. Les lixiviats ont subi une injection d'air à raison de 7 L/min durant 2 mois. Cette technique a permis d'aboutir à des rendements épuratoires assez importants avec des abattements de 99,3 % de la DCO; 99,1 % de la DBO5; 94,4 % de l'azote total et 82,9 % des matières en suspension, alors que les concentrations initiales étaient respectivement de 72.000 mg/L, 44.000 mg/L, 1.260 mg/L et 12.560 mg/L.

Mots clés: Décharge du Grand Agadir, Lixiviats, Déchets ménagers frais, Aération, Rendements épuratoires.

Abstract

The objective of this work is to develop a technique for the treatment of leachate seeping from landfill of the Greater Agadir. Since its opening in 2010, the landfill produced huge quantities of leachate stored in large ponds because its pollution load does not allow the discharge into the receiving environment without adequate treatment. In this work, the aeration is used to reduce the pollution load of leachate seeping from fresh household waste in the Greater Agadir landfill. The treatment of effluents with high organic load by air injection is a technique that has given different results depending on pollution load and the chemical nature of inorganic constituents. The leachates underwent air injection at 7 L/min over a period of two months. This technique has led to remarkable treatment efficiency with reductions of 99.3% of COD; 99.1% of BOD5; 94.4% of total nitrogen and 82.9% of suspended matters, knowing that the initial concentrations were respectively 72,000 mg/L, 44,000 mg/L, 1,260 mg/L and 12,560 mg/L.

INTRODUCTION

Les lixiviats issus des déchets urbains constituent une des contraintes majeures pour la gestion des décharges publiques. En effet, vu leur charge polluante, ils représentent une menace pour l'environnement et pour la santé humaine. Leur composition varie d'une décharge à une autre selon la nature et l'âge des déchets, les conditions climatiques et la topographie du site. Dans la littérature, trois types de lixiviats ont été distingués: lixiviats jeunes caractérisés par une forte charge organique relativement biodégradable, lixiviats intermédiaires dont la charge organique diminue et lixiviats stabilisés composés essentiellement de substances humiques réfractaires à la biodégradation. De part leur composition variable dans le temps, ils doivent subir différents traitements d'épuration avant d'être rejetés dans le milieu récepteur.

La décharge contrôlée du Grand Agadir est parmi les sites qui souffrent du problème de gestion des lixiviats. Elle génère une quantité importante de ces effluents liquides.

En avril 2013, des quantités de l'ordre de 80.000 m³ ont été stockées. Un système de recirculation et d'aspersion a été mis en place pour réduire les lixiviats mais les performances restent très faibles (El Ajraoui, 2013). Les analyses physicochimiques effectuées en 2012 sur ces lixiviats ont permis de distinguer trois types d'effluents selon leur âge et leur composition chimique, notamment leur degré de salinité (Jirou *et al.* en cours de publication).

L'objet de cet article est de caractériser les lixiviats issus des déchets frais de différents quartiers du Grand Agadir et d'évaluer les performances du traitement par aération intensive, technique relativement simple et peu coûteuse ayant montré de bons rendements épuratoires, notamment sur les eaux usées. Ce procédé a été rapporté être efficace pour les lixiviats jeunes dont les rapports DBO5/DCO et DCO/P sont respectivement supérieurs à 0,5 et à 300 (Labbe, 1996). Les quantités d'air à injecter ont été étudiées par certains auteurs. Ainsi, Labbe (1996) a rapporté l'utilisation de 16,5 et 11,25 kg O₂/heure dans des bassins de 500 m³ installés en série pour une DCO initiale inférieure à 10.000

¹ Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Agadir, Maroc. E-mail: j.yidir@gmail.com

² Faculté des Sciences, Université Ibn Zohr, Agadir, Maroc

mg/L. L'abattement de ce paramètre a été de 40 % dans le premier bassin et de 42,86 % dans le deuxième. D'après Rocher *et al.*, (2006) et Rocher *et al.*, (2008), l'injection de 30 m³ d'air par kilogramme de DBO5 dans les eaux usées est suffisante pour éliminer 1,5 à 2 kg de DBO5 par mètre cube et par jour. Vassel (2012) a recommandé l'utilisation de 6,45 kg d'oxygène par mètre cube et par heure. La compilation de ces données a conduit à l'utilisation d'un fort débit d'oxygène pour atteindre de bons rendements épuratoires. Ainsi pour l'essai présenté dans cet article, le choix s'est porté sur l'injection de 7 L d'air par minute dans 20 litres de lixiviats, correspondant à 6,3 kg d'oxygène par mètre cube et par heure.

MATERIEL ET METHODES

Site étudié

Le site de la décharge contrôlée du Grand Agadir est à 6 km du quartier Dakhla de la ville d'Agadir et à 4,5 km du site de l'ancienne décharge désaffectée (Bikarrane) (Figure 1). Sa superficie totale est de 41 ha.

Composition des déchets urbains de la ville d'Agadir

Avec son importante population, le Grand Agadir produit annuellement plus 220.000 tonnes de déchets ménagers et assimilés (El Ajraoui, 2013). Le tableau 1 présente les différentes fractions des déchets urbains du Grand Agadir (Anonyme, 2004).

Les déchets ménagers et assimilés du Grand Agadir se caractérisent par la prédominance de la matière organique (77 %). Leur composition est presque similaire à tous les déchets ménagers du Maroc (Anonyme, 2001; Anonyme, 2006).

Tableau 1: Composition moyenne des déchets urbains du Grand Agadir

Catégorie	Pourcentage
Matière organique	77
Papiers et carton	6
Plastiques	10
Métaux	1
Verre	2
Autres	4

Echantillonnage pour la caractérisation des lixiviats

Les échantillons de lixiviats ont été prélevés à partir des bennes tasseuses provenant de différents quartiers à l'exception des déchets du port considérés comme industriels. Les prélèvements ont été faits dans des flacons non contaminants en polyéthylène de 250 mL avec des étiquettes mentionnant la date de prélèvement et le quartier. Au total, 7 quartiers ont été échantillonnés. Le pH, la conductivité électrique et la température ont été mesurés *in situ*. Les flacons ont ensuite été mis dans un conteneur isotherme et ont été transportés au laboratoire pour la détermination des autres paramètres. Les analyses ont été effectuées dans les laboratoires du Complexe Horticole d'Agadir de l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II (IAV) et de l'Agence des Bassins Hydrauliques Souss-Massa-Drâa à Agadir.

Echantillonnage des lixiviats pour le traitement par aération

Le prélèvement des échantillons des lixiviats a été effectué à partir des bennes-tasseuses qui collectent les déchets des différents quartiers du Grand Agadir. Les déchets provenant du port n'ont pas été échantillonnés. Des prélèvements de 10 litres minimum ont été étalés sur une période de trois jours, les 20, 21 et 22 mars 2013. Ensuite ces échantillons ont été mélangés pour former un échantillon composite de 40 litres représentant les lixiviats issus des déchets frais de tous les quartiers. Cet échantillon a été divisé en deux parts égales, une pour subir le traitement et l'autre pour servir de témoin. Pour l'essai, chaque part de 20 litres a été disposée dans un récipient d'une capacité de 30 litres. Pour le traitement par aération, 4 distributeurs d'air d'aquarium débitant au total 7 L/min ont été introduits dans l'un des récipients (Figure 2). Les prélèvements pour le suivi de l'évolution des caractéristiques physicochimiques des lixiviats ont été réalisés au début de l'essai puis tous les 10 jours jusqu'à la fin de l'expérience qui a duré 2 mois. L'essai a démarré le 23 mars 2013 dans un local de l'IAV Hassan II, Complexe Horticole d'Agadir.

Méthodes d'analyses

Durant l'essai, les principaux paramètres indicateurs de la pollution ont été étudiés. Il s'agit de la température, du pH, de la conductivité électrique (CE), des matières en

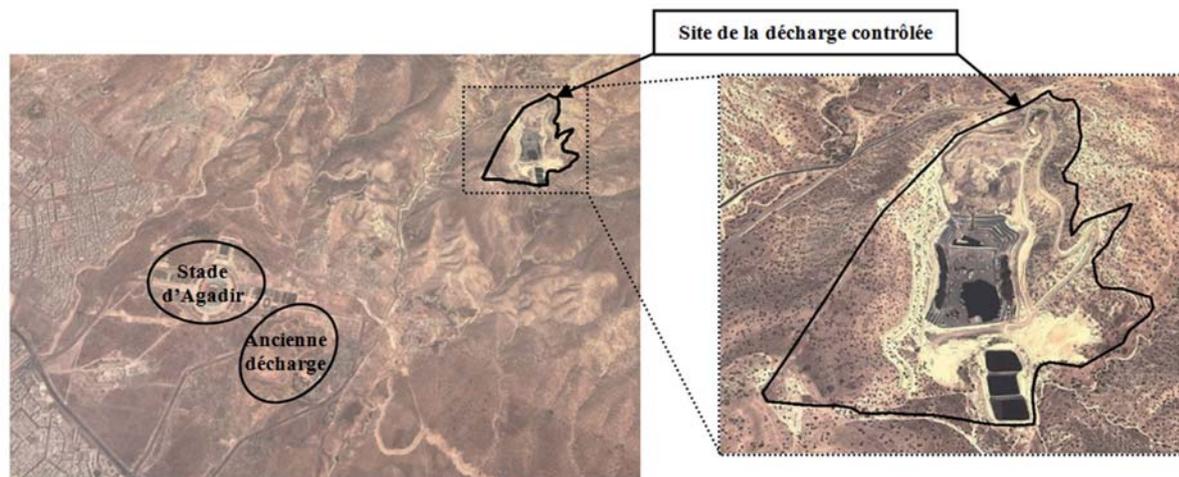


Figure 1: Situation de la décharge contrôlée du Grand Agadir (2014)

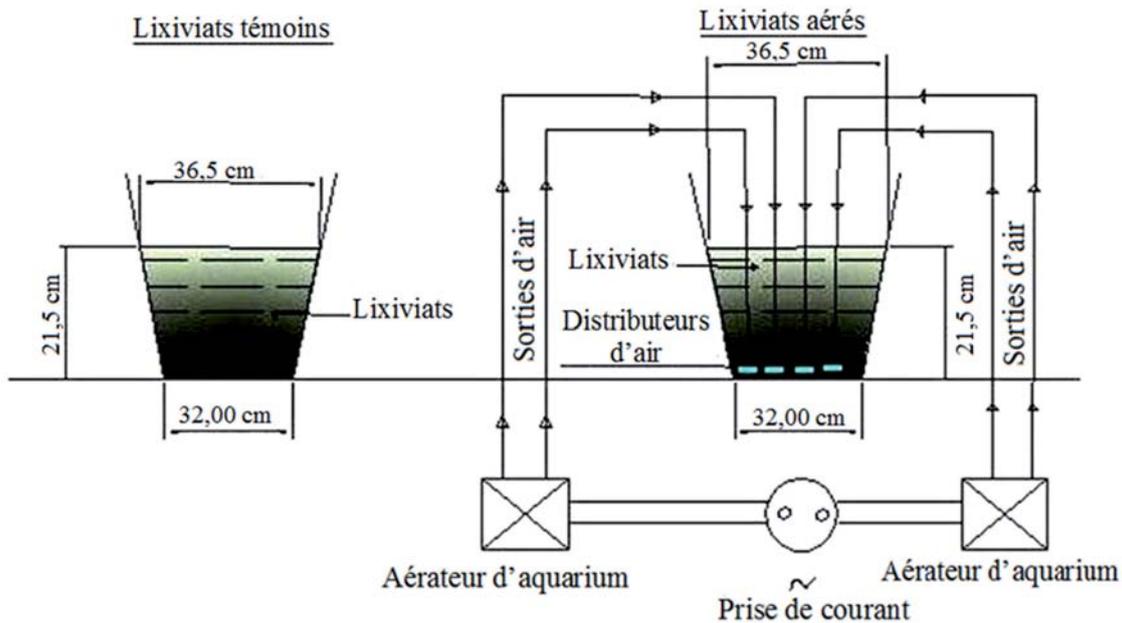


Figure 2: Schéma du dispositif de traitement

suspension (MES), de la DCO, de la DBO5, de l'azote, du phosphore, des cations majeurs, des oligoéléments et des chlorures. L'analyse de chaque paramètre a été répétée au moins trois fois. Toutes les méthodes utilisées sont homologuées par la norme AFNOR.

RESULTATS

Caractéristiques des lixivats de déchets ménagers frais du Grand Agadir

Les résultats des analyses physicochimiques des lixivats étudiés sont présentés dans le tableau 2. Ils représentent la moyenne pour les différents quartiers.

Les tableaux 2 à 4 montrent les valeurs des paramètres mesurés pour caractériser les lixivats issus des déchets ménagers frais du Grand Agadir. La température moyenne de 20 °C est assez caractéristique du mois durant lequel les prélèvements ont été effectués. Le pH est acide et la DCO et la DBO5 sont très élevées. Le rapport DBO5/DCO est de 0,61 et le rapport DCO/P est supérieur à 300 (382,2). L'azote nitrique, les chlorures, les cations majeurs présentent des valeurs élevées à l'exception du magnésium. Les teneurs en oligoéléments sont faibles à l'exception du fer.

Effet de l'aération intensive sur le rendement épuratoire de lixivats issus de déchets ménagers frais du Grand Agadir

Les résultats du suivi des paramètres étudiés sont présentés dans les figures 3 à 7.

Effet de l'aération intensive sur la température et le pH des lixivats de déchets ménagers frais du Grand Agadir

La température ambiante a fluctué entre 15 °C comme minima et 35 °C comme maxima (Figure 3a). Le pic a été enregistré au 30^{ème} jour de traitement (22 avril 2013). La

température des lixivats a augmenté de façon régulière pour atteindre 28,5 et 29,0 °C respectivement dans le traitement aéré et dans le témoin au 30^{ème} jours de l'essai (Figure 3b). Par la suite, elle a baissé jusqu'à 26,0 et 26,5 °C à la fin de l'essai.

La figure 3c montre l'effet de l'aération sur l'évolution du pH des lixivats issus des déchets frais. Pendant les dix premiers jours de l'essai, il n'a pas beaucoup évolué dans les deux traitements. Il a marqué une très faible augmentation dans le lixiviat témoin et s'est stabilisé à 4,6 à la fin de l'expérimentation. Par contre, dans le lixiviat aéré, à partir du 10^{ème} jour, le pH a augmenté rapidement jusqu'à la valeur de 8,3 au 20^{ème} jour. Ensuite il a encore augmenté mais de façon moins marquée pour arriver à 9,3 à la fin de l'essai.

Effet de l'aération intensive sur les demandes chimique et biologique en oxygène (DCO et DBO5) des lixivats de déchets ménagers frais du Grand Agadir

La figure 4a montre l'effet de l'aération sur la DCO des lixivats issus des déchets ménagers frais du Grand Agadir. Pendant les vingt premiers jours, une baisse importante et régulière de la DCO du lixiviat aéré a été observée la ramenant à la valeur de 8.640 mg/L, soit un taux d'abattement de 88 %. La DCO du lixiviat témoin a subi une diminution de près de 25 %, mais reste encore très élevée (de l'ordre de 53.700 mg/L). Au delà de vingt jours, la DCO du lixiviat aéré a continué à baisser jusqu'à la valeur de 480 mg/L, soit un taux d'abattement de 99,3 %. La DCO du lixiviat témoin a aussi continué à diminuer mais de façon moins marquée pour atteindre la valeur de 47.280 mg/L à la fin de l'essai.

La DBO5 des lixivats était très élevée au début de l'essai (44.000 mg/L). Au cours du premier mois, elle a fortement chuté dans le lixiviat aéré jusqu'à la valeur de 1.000 mg/L et s'est ensuite stabilisée autour de 400 mg/L à la fin de l'essai (Figure 4b). La DBO5 du lixiviat témoin a également diminué mais d'une façon moins importante et moins régulière jusqu'à la valeur de 10.000 mg/L pendant le premier mois puis elle a continué à décroître plus légèrement pour rester à 7.700 mg/L à la fin de l'essai.

Tableau 2: Caractéristiques physico-chimiques des lixiviats issus de déchets ménagers frais du Grand Agadir (T, pH, CE, DCO, DBO5 et MES)

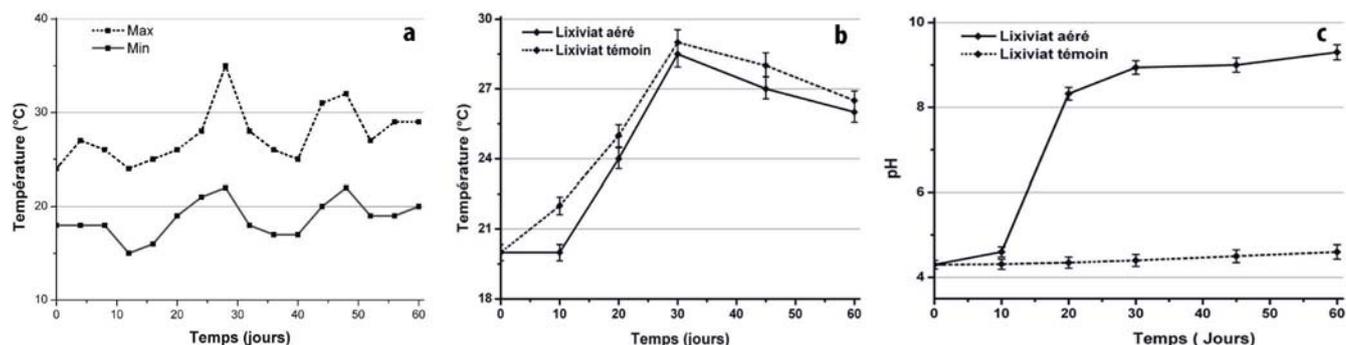
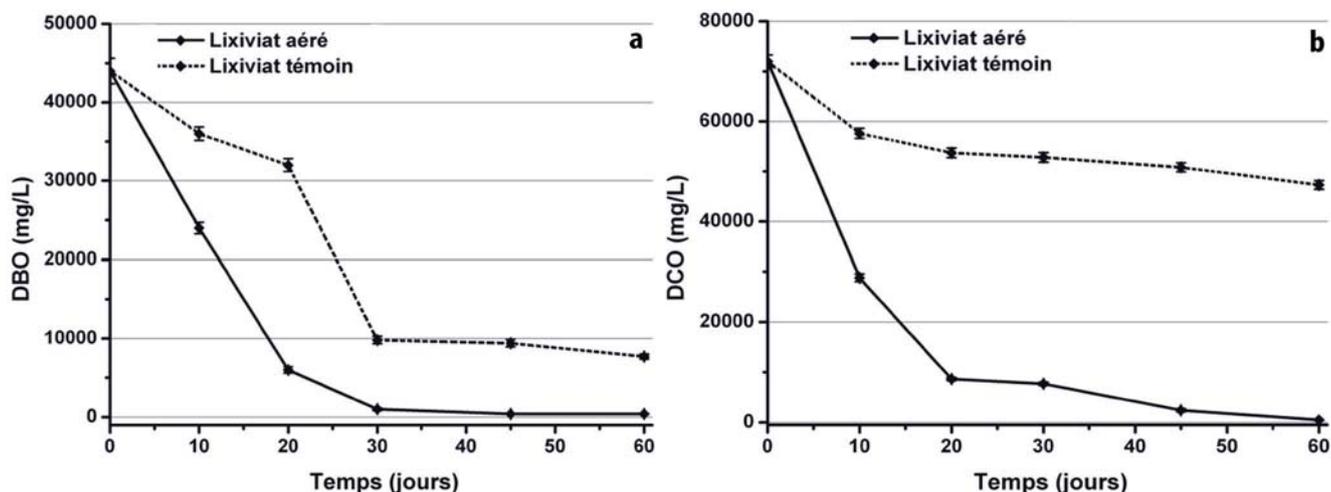
Paramètre	T (°C)	pH	CE (dS/m)	DCO (mg O ₂ /L)	DBO5 (mg O ₂ /L)	DBO5/DCO	MES (mg/L)
Moyenne	20	4,3	14,7	72.000	44.000	0,61	12.560
± écart-type	± 0,8	± 0,1	± 0,13	± 1.080	± 1.633		± 493

Tableau 3: Caractéristiques physico-chimiques des lixiviats issus de déchets ménagers frais du Grand Agadir (Azote et phosphore)

Paramètre	N (Total) (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	P (Total) (mg/L)	PO ₄ ⁻ (mg/L)	DCO/P
Moyenne	1.250	0,10	0,125	62,0	188,4	172,3	382,2
± écart-type	± 153	± 0,03	± 0,011	± 2,3	± 5,04	± 5,2	

Tableau 4: Caractéristiques physico-chimiques des lixiviats issus de déchets ménagers frais du Grand Agadir (Chlorures, cations et oligoéléments)

Paramètre	Cl ⁻ (mg/L)	K ⁺ (mg/L)	Na ⁺ (mg/L)	Mg ²⁺ (mg/L)	Ca ²⁺ (mg/L)	Zn (mg/L)	Fe (mg/L)	Cu (mg/L)	Mn (mg/L)
Moyenne	3.268	2.850	2.500	350	12.800	3,80	475	23,0	18,5
± écart-type	± 131,4	± 97	± 102	± 8	± 82	± 0,33	± 10	± 1,7	± 3,2

**Figure 3: Effet de l'aération intensive des lixiviats de déchets ménagers frais du Grand Agadir sur a) la température ambiante, b) la température des lixiviats et c) le pH****Figure 4: Effet de l'aération intensive des lixiviats de déchets ménagers frais du Grand Agadir sur a) la DCO et b) la DBO5**

Effet de l'aération intensive sur l'azote total, l'ammonium, les nitrites, les nitrates, le phosphore total et les orthophosphates

Dix jours après le début de l'essai, la valeur de l'azote total, dans les lixiviats témoin et aéré, est descendue à 600 mg/L qui correspond à moins de 50 % de la valeur initiale (1.260 mg/L) (Figure 5a). Ensuite, sa diminution dans le lixiviat aéré est devenue plus importante que dans le lixiviat témoin. A la fin de l'essai, il a atteint 70 mg/L dans le lixiviat aéré contre 490 mg/L dans le lixiviat témoin. Le taux d'abattement était donc de 94,4 % dans le traitement aéré alors qu'il n'était que de 61,1 % dans le témoin.

Le graphique de la figure 5b montre que les lixiviats étaient initialement faibles en ammonium. Sa teneur était de l'ordre de 0,1 mg/L. A partir de 10 jours, les teneurs en ammonium ont augmenté dans les lixiviats témoin et aéré mais restent relativement faibles. Les valeurs maximales atteintes dans les 2 traitements étaient respectivement 1,82 et 1,57 mg/L.

Les nitrites étaient très faibles au début de l'essai dans les lixiviats (Figure 5c). Ils ont commencé à augmenter dans les deux lixiviats durant toute la période de l'essai malgré que les valeurs soient relativement faibles. Le graphique montre que la teneur des nitrites dans le lixiviat témoin est toujours supérieure au lixiviat aéré. A la fin de l'essai, les valeurs enregistrées pour le traitement aéré et témoin étaient respectivement 1,87 et 3,87 mg/L.

La concentration des nitrates dans les lixiviats au début de l'essai était de l'ordre de 62 mg/L (Figure 5d). Durant toute la période de l'essai, une baisse régulière de cette

concentration a été constatée au niveau du lixiviat aéré pour atteindre une valeur de 16 mg/L. Au contraire, le lixiviat témoin a présenté une concentration qui a augmenté tout au long de la période d'essai pour atteindre une valeur de 82 mg/L.

Le phosphore total était présent dans les lixiviats avec une concentration initiale de 188,4 mg/L (Figure 5e). L'évolution de cette concentration au niveau du lixiviat aéré a marqué une chute remarquable pendant les dix premiers jours avec une baisse de 84 %. Cette concentration a continué à diminuer légèrement et régulièrement jusqu'à la valeur de 14,8 mg/L à la fin de l'essai correspondant à un taux d'abattement de 92,1 %. Par contre, l'évolution du phosphore total dans le lixiviat témoin a enregistré, au cours des premiers jours, une faible augmentation jusqu'à la valeur de 201,5 mg/L. Puis elle a baissé jusqu'à 91,8 mg/L à la fin de l'essai correspondant à un taux de réduction de 51,2 % par rapport à la valeur initiale.

La concentration initiale des orthophosphates dans les lixiviats était de 172,3 mg/L (Figure 5f). La comparaison des allures des graphiques du phosphore et des orthophosphates montre une similitude entre ces 2 paramètres. La concentration enregistrée pour les orthophosphates à la fin de l'essai était de 12,3 mg/L dans le lixiviat aéré et de 78,7 mg/L dans le témoin. Ces diminutions correspondent à des taux de réduction de 92,8 et 54,3 % respectivement dans le traitement aéré et le témoin.

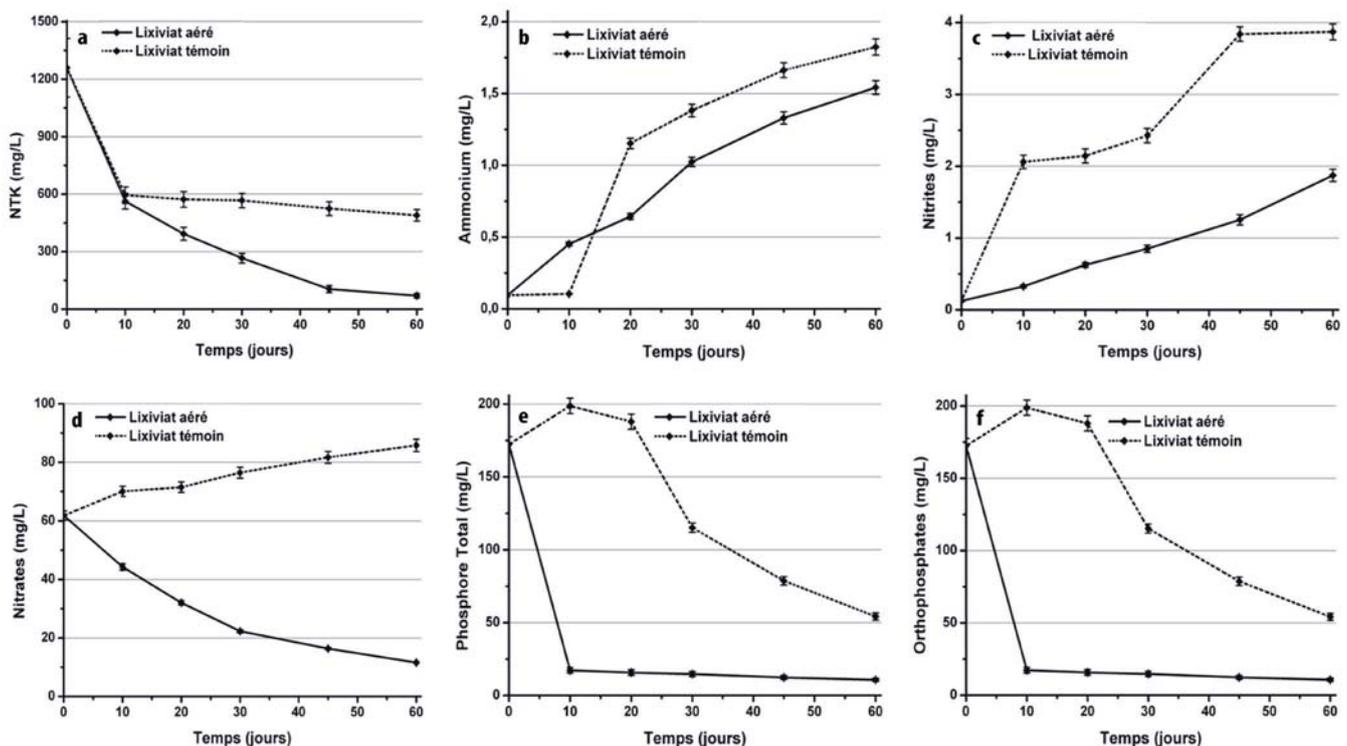


Figure 5: Effet de l'aération intensive des lixiviats de déchets ménagers frais du Grand Agadir sur: a) l'azote total, b) NH_4^+ , c) NO_2^- , d) NO_3^- , e) le phosphore total et f) PO_4^-

Effet de l'aération intensive sur les matières en suspension (MES), les chlorures (Cl) et la conductivité électrique des lixiviats de déchets ménagers frais du Grand Agadir

Les matières en suspension étaient présentes en grande quantité dans les lixiviats avant le début du traitement. La valeur initiale était de 12.560 mg/L. Elle a chuté significativement durant les 20 premiers jours de traitement par aération pour atteindre 4.495 mg/L, soit une diminution de 64,2% (Figure 6a). Par la suite, les MES ont continué à baisser et à la fin, leur taux n'était plus que de 2.144 mg/L. Le taux d'abattement final est donc de 82,9%. Dans le traitement témoin, les MES ont diminué progressivement jusqu'à la valeur de 8.000 mg/L à la fin de l'essai, soit un taux d'abattement de 36,3%.

La concentration initiale des chlorures dans les lixiviats était de 3.268 mg/L (Figure 6b). Pendant le premier mois, l'évolution de cette concentration a suivi la même allure dans les deux traitements. Elle a subi une augmentation pour atteindre 3.865 mg/L dans le lixiviat aéré et 3.690 mg/L dans le témoin. Un mois plus tard, leur concentration a augmenté d'une manière plus importante, en particulier dans le lixiviat aéré. Les valeurs mesurées à la fin de l'essai étaient 5.623 et 4.568 mg/L respectivement dans les lixiviats aéré et témoin.

La figure 6c montre que la conductivité électrique dans les deux lixiviats a connu presque la même évolution durant la période de l'essai. Elle était initialement de 14,7 mS/cm. Pendant le premier mois, elle a graduellement augmenté jusqu'à la valeur de 15,8 mS/cm dans le lixiviat aéré et de 15,6 mS/cm dans le témoin. Son augmentation n'est devenue importante qu'au cours des quinze derniers jours de l'essai. Elle a atteint des valeurs de 21,0 et 23,6 mS/cm respectivement dans les lixiviats aéré et témoin.

Effet de l'aération intensive sur la composition en cations majeurs et en oligoéléments des lixiviats de déchets ménagers frais du Grand Agadir

La figure 7 montre l'évolution des cations et des oligoéléments dans les deux traitements au cours de la période de l'essai. Au début de l'essai, les cations

majeurs étaient en concentrations non négligeables à l'exception du magnésium qui était en faibles quantités. La concentration des cations K^+ , Na^+ et Mg^{2+} dans les deux lixiviats a évolué presque de la même manière durant les 60 jours de l'essai (Figure 7a, 7b, 7c). Par contre, après les dix premiers jours de l'essai, la concentration du Ca^{2+} qui était de 12.833 mg/L a évolué de manière distincte dans les deux lixiviats (Figure 7d). A la fin de l'essai, elle a diminué de 84,6 % dans le lixiviat aéré mais dans le traitement témoin, sa concentration a baissé au 20^{ème} jour atteignant la valeur de 5.217 mg/L puis elle a augmenté brusquement dépassant de 9 % la valeur initiale.

Au début de l'essai, les teneurs en oligoéléments (Fe, Cu, Mn et Zn) étaient faibles (Figure 7e à h). Elles n'ont pas dépassé 30 mg/L à l'exception de la concentration en Fer qui était de l'ordre de 470 mg/L. Leur évolution n'était pas identique dans les deux traitements durant les 60 jours de l'essai. Pour le manganèse, la concentration a baissé 10 jours après le début de l'essai aussi bien dans le traitement aéré que dans le témoin (Figure 7e). Par la suite, on remarque une légère augmentation suivie par une brusque diminution dans le traitement aéré et une augmentation dans le témoin. A la fin de l'essai, le lixiviat aéré avait sa concentration en Mn réduite de 81,6% alors que dans le témoin la concentration n'a baissé que de 32,71%. Le taux du fer a baissé de façon continue dans le traitement aéré atteignant la valeur de 150,7 mg/L, soit une réduction de 68% par rapport à la valeur initiale (Figure 7f). Dans le traitement témoin, la teneur en fer est restée stable après une légère diminution. Le taux du zinc a baissé dans les 2 traitements durant les 20 premiers jours de l'essai (Figure 7g). Après, la teneur a augmenté légèrement dans les 2 traitements finissant avec une valeur plus élevée dans le traitement témoin comparé au traitement aéré. Le cuivre a évolué de façon similaire au zinc mais avec plus de différences entre les 2 traitements (Figure 7h). Sa teneur a baissé dans les traitements témoin et aéré durant les 20 premiers jours puis elle a augmenté dépassant la valeur initiale dans le traitement témoin. A la fin de l'essai, le taux d'abattement était de 32,4% dans le traitement aéré et le taux d'augmentation était de 21,6% dans le traitement témoin.

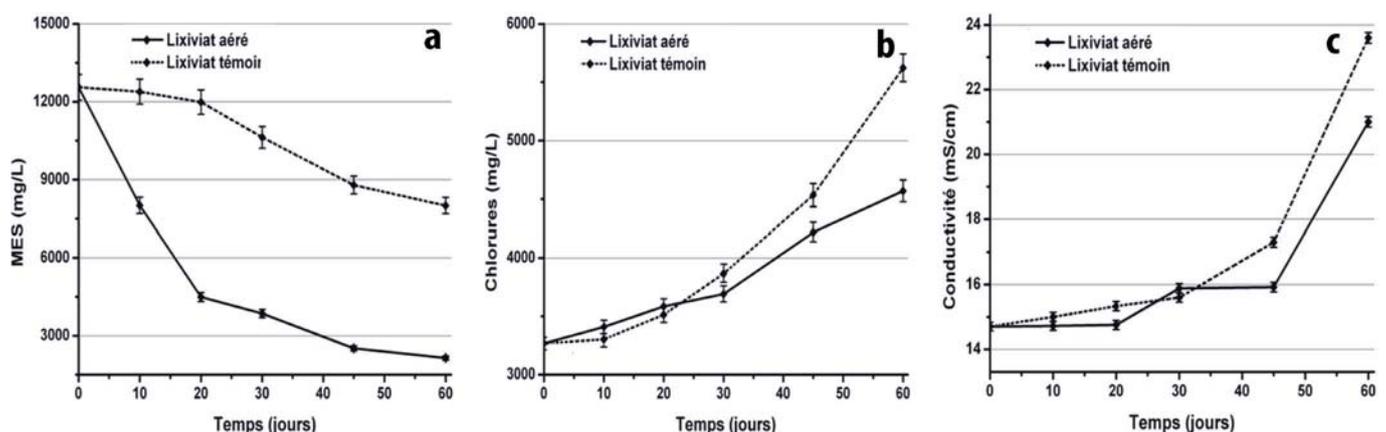


Figure 6: Effet de l'aération intensive des lixiviats de déchets ménagers frais du Grand Agadir sur a) les MES, b) les Chlorures et c) la conductivité électrique

DISCUSSION

Caractéristiques des lixiviats issus de déchets ménagers frais du Grand Agadir

Les résultats relatifs à la caractérisation des lixiviats issus de déchets ménagers frais du Grand Agadir montrent que ces lixiviats sont jeunes. Le pH acide, le rapport DBO5/DCO>0,5, le rapport DCO/P > 300 confirment cette conclusion (Bhalla *et al.*, 2012; Renou *et al.*, 2007; Ramade, 1998; Millot, 1986; Reinhart et Grosh, 1998). Les valeurs de la DBO5 et de la DCO montrent que ces déchets sont en stade de biodégradation. Selon Chian *et al.* (1985); Pohland *et al.* (1985), ils doivent être dans une phase de transition. 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 77 % (Tableau 1) de la masse des déchets (El Khorchi, 2011). En effet, la teneur en eau de la matière organique est de l'ordre de 70 % (El Khorchi, 2011) largement supérieure à la valeur minimale de 55% nécessaire pour la biodégradation (Chian et Dewalle, 1977).

En termes de pollution organique azotée, la teneur relativement élevée (1.260 mg/L) de l'azote total et celle très faible de l'ammonium NH₄⁺ (0,1 mg/L) montre que l'azote total des lixiviats étudiés est majoritairement organique (Rodier, 1996; De Villers *et al.*, 2005). Les nitrites sont en faible teneur (0,125 mg/L) confirmant le tout début de la dégradation de l'azote organique. Par contre, la teneur en nitrates est relativement élevée (62 mg/L) indiquant l'existence d'une fraction minérale dans les lixiviats. Les valeurs du phosphore total et des

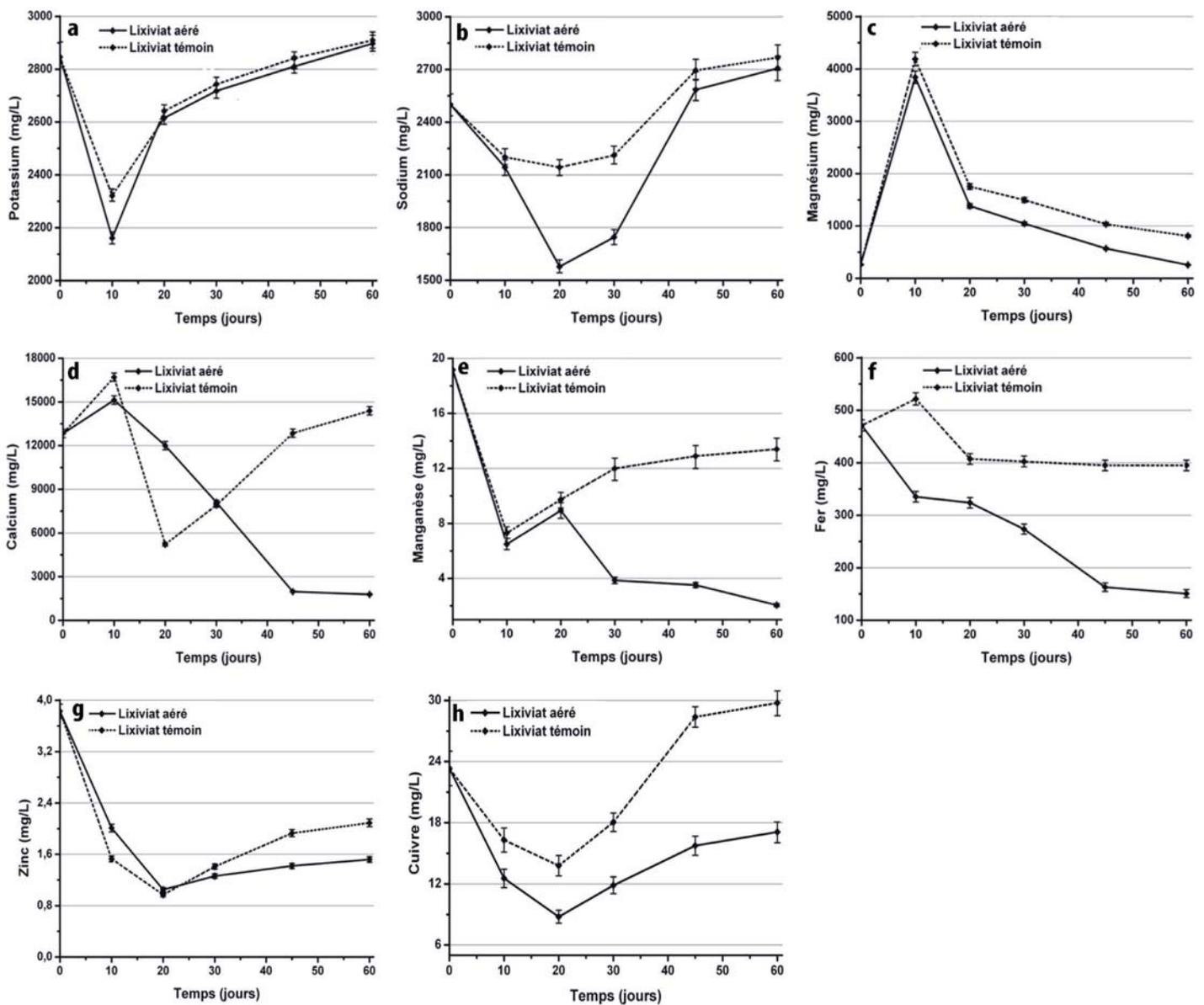


Figure 7: Effet de l'aération intensive des lixiviats de déchets ménagers frais du Grand Agadir sur les cations: a) K⁺, b) Na⁺, c) Ca²⁺ et d) Mg²⁺ et sur les oligoéléments: e) Fe, f) Mn, g) Cu et h) Zn

orthophosphates sont élevées à cause du fait que les lixiviats sont jeunes (Farquhar, 1989). Les teneurs en chlorures, en cations majeurs (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) et en oligoéléments (Fe, Mn, Cu, Zn) correspondent à celles de lixiviats jeunes comme mentionné dans la littérature (Labbe, 1996; Farquhar, 1989) à l'exception de la teneur en calcium (12.800 mg/L) qui est très élevée.

Effet de l'aération intensive sur l'épuration des lixiviats issus de déchets ménagers frais du Grand Agadir

L'augmentation de la température dans les 2 traitements peut être expliquée par la température ambiante qui a, elle aussi, augmenté durant la période de l'essai (Figure 3a et b).

L'augmentation du pH constatée au niveau du lixiviat aéré est probablement due à la consommation des molécules organiques acides, principalement les acides gras volatiles (AGV) par les microorganismes aérobies (Hakkou, 2000; Farquhar et Rovers, 1973; Christensen *et al.*, 1998). De plus, l'aération du lixiviat permet la libération du CO_2 par l'activité microbienne, lequel CO_2 réagit avec l'eau en produisant l'ion bicarbonate HCO_3^- qui tamponne le pH vers la neutralité (Labbe, 1996). Mais la valeur de pH élevée de 9,3 atteinte à la fin de l'essai laisse aussi suggérer la participation de carbonates CO_3^{2-} ou de bases organiques dans l'augmentation du pH. Ceci a été confirmé par certains auteurs (Deneuvy, 1987; Labbe, 1996). Par ailleurs, la dénitrification constatée au cours de l'essai peut également contribuer à l'augmentation du pH par la consommation de protons (Berthe, 2006).

L'importante diminution de la DCO et de la DBO5 dans le lixiviat aéré montre l'effet positif et significatif de l'aération sur la réduction de la matière organique polluante. L'abattement obtenu de la DCO et de la DBO5 respectivement de 99,3 % et de 99,1 % est très encourageant comparé aux données de la bibliographie. Il dépasse les résultats observés par Hakkou (2000) (93 % pour la DCO) et est similaire en ce qui concerne la DBO5 (99 %). Cela peut être expliqué par le fait que l'aération forcée entraîne la lyse des macromolécules en moyennes et micromolécules (Labbe, 1996) et contribue à l'attaque des molécules d'encombrement moléculaire (Labbe, 1996). Cette diminution considérable, presque totale de la DCO et de la DBO5 après 60 jours d'aération montre, d'une part que la quantité d'oxygène injectée est suffisante pour l'activation des microorganismes aérobies consommateurs de la matière organique et d'autre part, que la matière organique existant dans ces types de lixiviats jeunes est facilement oxydable et biodégradable. Cette matière organique est probablement constituée par une prédominance de petites molécules (Millot, 1986; Labbe, 1996; Jupsin *et al.* 2002). Après traitement par aération, 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. La valeur de la DBO5 est aussi inférieure à la valeur limite de rejet indirect de 500 mg/L adoptée par l'ONEP (Office National de l'Eau Potable du Maroc) (Kopitopoulos, 2005).

Les figures 4a et b, et 6a illustrant l'effet du traitement par aération des lixiviats de déchets ménagers frais du Grand Agadir sur la matière en suspension, la DCO et

la DBO5 présentent une certaine cohérence vis-à-vis de leurs taux d'élimination dans le lixiviat aéré. Ce qui explique probablement que la majorité de la matière en suspension est constituée de la matière organique non soluble (Li Rong, 2009). Par conséquent, la dégradation de cette dernière par l'aération (que ce soit par voie chimique ou biologique) en a diminué la quantité dans le lixiviats aéré (Effebi, 2009).

L'aération a provoqué une diminution importante et continue de l'azote total. Pendant les dix premiers jours, l'azote total a marqué une chute accentuée passant de 1.260 à 580 mg/L, soit un abattement de 55,2%. Et comme la concentration de l'ammonium (NH_4^+), des nitrites (NO_2^-) et des nitrates (NO_3^-) reste peu importante, voire négligeable, devant la quantité d'azote total éliminée, l'azote organique (N-Org) est probablement transformé en éléments azotés volatils (NH_3 , N_2 ...) (Anonyme, 2001). Compte tenu de la valeur de pH acide (4,6) au cours de cette période (10 premiers jours), l'hypothèse de la transformation de l'azote organique en ammonium NH_4^+ puis en ammoniac NH_3 peut être exclue (Hakkou, 2000; Anonyme, 2001) car en milieu acide, il y a absence des ions OH^- qui réagissent avec l'ammonium pour donner l'ammoniac. La forte diminution de l'azote total durant les dix premiers jours de l'essai (figure 5) peut être expliquée par la réaction en chaîne d'oxydation chimique ou bactérienne des composés azotés. Elle a dû se passer comme suit: tout d'abord cela commence par la transformation de l'azote organique en ammonium par des bactéries ammonifiantes en milieu aérobie, suivie par la nitrification de l'ammonium en nitrites puis en nitrates qui constituent le stade final de l'oxydation de l'azote. Ce processus réactionnel se termine par la dénitrification des nitrates par des bactéries aérobies qui les transforment en azote gazeux sous sa forme moléculaire N_2 (Berthe, 2006; Anonyme, 2001). C'est probablement ce processus de transformation qui explique la réduction de l'azote total. Après 10 jours de traitement par aération et jusqu'à la fin de l'essai, la diminution de l'azote organique a été accompagnée d'une augmentation brusque du pH (9,3) suggérant que la quantité éliminée de l'azote organique après les 10 jours est transformée essentiellement en ammoniac gazeux (Labbe, 1996; Hakkou, 2000). La légère augmentation de l'ammonium (NH_4^+) dans le lixiviat aéré constatée après les 10 premiers jours pourrait être due à la dégradation des matières organiques azotées par des bactéries aérobies comme les *Bacillus* et les *Pseudomonas* (Hakkou, 2000). La légère augmentation des nitrites et la légère diminution des nitrates peuvent, quant à elles, être expliquées par la dénitrification des nitrates en nitrites par les bactéries aérobies réductrices des nitrates (Labbe, 1996; Zinsou, 2013).

Le traitement des lixiviats par aération a abouti à une réduction comparable du phosphore total et des orthophosphates. Leur concentration a fortement diminué (92 %) durant les 10 premiers jours de l'essai. Cette diminution pourrait être due à une consommation du phosphore par les microorganismes aérobies qui l'apprécient dans leur squelette sous forme de PO_4 (Anonyme 7). Pendant cette période, la diminution de ces composés ne pourrait être due à la précipitation du

phosphate de calcium tant que le pH du milieu est acide (4,3). Ceci est confirmé par la concentration du calcium qui a augmenté. Par contre au-delà des 10 jours de l'essai, compte tenu des valeurs de pH du milieu devenu basique, la diminution du phosphore et des orthophosphates, accompagnée de la diminution accentuée du calcium et du fer, pourrait, dans ce cas, être expliquée par la précipitation du phosphore sous forme de phosphate de calcium ou de fer (Labbe, 1996; Canler et Perret, 2007).

La conductivité électrique a subi un accroissement lent au niveau du lixiviat aéré durant les 45 premiers jours de l'essai. Après cette période, elle a marqué une augmentation de 31,9 %. Ce résultat pourrait être lié à l'élévation des teneurs en chlorures, en sodium et en potassium (Figures 6b, 7a et 7b).

La concentration en manganèse dans le lixiviat aéré a subi différentes variations durant la période de l'essai. En effet, pendant les 10 premiers jours, quand le milieu était acide ($\text{pH} < 4,3$) la teneur en manganèse a chuté et cela peut être expliqué par l'absorption des composés manganeux par certaines bactéries hétérotrophes qui les utilisent comme catalyseurs lorsqu'elles consomment de la matière organique. Entre 10 et 20 jours, cette teneur a relativement augmenté, probablement suite à l'apparition de composés manganeux oxydés et rejetés par lesdites bactéries (Bremond et Perrodon, 1979). Après 20 jours et jusqu'à la fin de l'essai, les valeurs de pH supérieures à 8,3 dans le milieu peuvent suggérer la précipitation du manganèse sous forme de MnO_2 (Sletten *et al.*, 1995). L'aération des lixiviats a contribué à la diminution de la quantité de fer en solution par sa précipitation en sulfure métallique ou en hydroxyde selon le pH (Jacquier *et al.*, 1969). Selon Sletten *et al.*, (1995) la précipitation du fer sous forme d'hydroxyde de fer $\text{Fe}(\text{OH})_3$ a probablement eu lieu pour des pH basiques. La diminution des concentrations du cuivre et du zinc peut être liée à leur précipitation sous forme de sulfures insolubles (Jacquier *et al.* 1969; Hakkou, 2000), surtout pendant la période durant laquelle les valeurs de pH sont situées entre 4,3 et 8,3. Après cette période, le milieu est devenu plus basique (9,3) et la précipitation des deux éléments en leur sulfure a été sûrement arrêtée. En effet, leur concentration a commencé à augmenter légèrement jusqu'à la fin de l'essai. Cette augmentation peut être aussi expliquée par l'effet de l'évaporation favorisée par les températures élevées et par l'aération (Gachet, 2005).

Tableau 3: Résultats des abattements de certains paramètres du lixiviat aéré

Paramètres	[C] initiale	[C] finale	Abattement (%)
DCO	72.000	480	99,3
DBO5	44.000	400	99,1
Azote total	1.260	70	94,4
MES	12.560	2.144	82,9
CE	14,70	21,00	-42,8

L'évaluation des performances de traitement par aération des lixiviats issus de déchets ménagers frais a été basée sur le calcul des abattements (rendements épuratoires) de certains paramètres tels que la DCO, la DBO5, les MES, l'azote total et la conductivité

électrique. Ces paramètres constituent des indicateurs de l'efficacité du traitement.

Le traitement par aération a induit d'importantes réductions pour les principaux paramètres. La DCO et la DBO5 ont été réduites respectivement de 99,3 et 99,1 %. L'azote total et les matières en suspension ont été réduits respectivement de 94,4 et 82,9 %. Outre ces résultats relatifs à la réduction de la charge polluante, cet essai a permis de faire des observations considérables au niveau du lixiviat aéré. En effet, l'aération a permis, d'une part la désodorisation du lixiviat dès les quinze premiers jours et d'autre part, l'augmentation du taux d'évaporation de l'effluent. Ceci a engendré une réduction de l'ordre de 50% de son volume initial au bout de 60 jours de traitement. L'aération a aussi entraîné la clarification de la couleur du lixiviat comme le montre la figure 8.

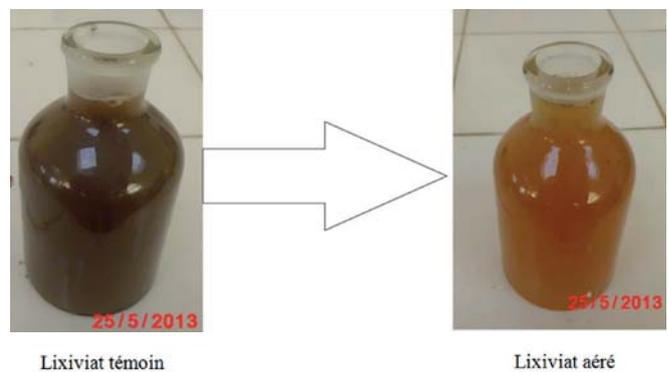


Figure 8: Lixiviats à la fin de la période expérimentale

CONCLUSION

D'après les résultats obtenus au cours de ce travail, on peut conclure que les lixiviats issus de déchets ménagers frais du Grand Agadir sont chargés en matière organique polluante facilement biodégradable. Leur DCO, DBO5 et azote total sont très élevés. L'essai de traitement par aération de ces lixiviats a abouti à des résultats remarquables en termes de réduction de cette pollution comparés à ceux mentionnés dans la littérature. Les abattements de la DCO, de la DBO5 et de l'azote total ont atteint des valeurs supérieures à 95 % après 60 jours d'aération.

Les dispositifs de distribution d'air utilisés dans l'expérimentation peuvent être considérés comme efficaces. Les diffuseurs d'aquarium produisant de fines bulles d'air semblent un système d'aération permettant le bon brassage du lixiviat aéré et le maintien permanent de la dissolution de l'oxygène dans l'effluent. Ce traitement a également permis l'élimination des mauvaises odeurs et la clarification du lixiviat. Par ailleurs, il a été constaté que l'aération a un effet non négligeable sur l'évaporation du lixiviat et donc son élimination partielle.

Il serait donc recommandé de traiter par aération les lixiviats issus de déchets ménagers frais avant leur mise en décharge afin d'éviter leur évolution et la difficulté de leur traitement par voie biologique. Par conséquent, il est nécessaire de récupérer la fraction liquide avant le rejet des déchets dans les casiers d'enfouissement.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Labbe, H. (1996). Essai de caractérisation et de valorisation d'un lixiviats d'ordures ménagères. Thèse INP Toulouse-France, 263 pages.
- Oumalek, A. (2009). Réhabilitation de la décharge du grand Agadir, site du Bikarrane. Thèse du master, École Nationale du Génie de l'eau et de l'environnement, Strasbourg, 87p.
- Anonyme^a, (2001). Cycle d'azote. Cours géologie. poisonjam.free.fr/CAPES%20SVT/.../Le%20cycle%20de%20l'azote.pdf (consulté le 20 Juillet 2013).
- Anonyme^b, (2001). Secrétariat d'Etat chargé de l'Environnement, Maroc. Rapport sur l'Etat de l'Environnement du Maroc, chapitre IV: Déchets.
- Anonyme. (2004). « Étude portant sur la mise en décharge et la propreté dans le grand Agadir », étude d'impacts, eau-Globe, (2004), Agadir.
- Agence de l'Environnement et de la Mai tri se del'énergie. (2006). Campagne nationale de caractérisation des déchets ménagers. Choix des catégories et sous catégories pour l'analyse de la composition des déchets, 2006. 55p.
- 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.
- Berthe, C. (2006). Étude de la Matière Organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés. Thèse Univ. de Limoges, 188 p.
- Bremond,, R., Perrodon C. (1979). Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de l'environnement et du cadre de vie. France, 2^{ème} édition, 259 p.
- Canler, J.P. et Perret, J.M. (2007). Les Clari-floculateurs plus particulièrement utilisés en traitement tertiaire. Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durables. France. Document technique FNDAE N°35, 80 p.
- Gachet, C. (2005). Évolution bio-physico-chimique des déchets enfouis au Centre de Stockage des Déchets Ultimes du SYDOM du JURA sous l'effet de la circulation des lixiviats. Thèse ENSA de Lyon.
- Chian, E.S.K. and Dewalle F.B. (1977). Characterization of soluble organic matter in leachate. *Environ. Sci. Technol.* 11: 158-162.
- 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.
- 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.
- De Villers, J., Squilbin, M. et Yourassowsky, C. (2005). Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface: cadre général. Fiche 2. Les données de l'IBGE: «L'eau à Bruxelles». Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement /Observatoire des Données de l'Environnement 11, 158-162,16p.
- Kopitopoulos, D. (2005). Guide pour l'assainissement liquide des douars marocains. Office National de l'Eau Potable (ONEP), 45 p.
- El Ajraoui, J. (2013). Prétraitement physicochimique des lixiviats du CET de Tamellaste du Grand Agadir par le système H₂O₂/CaO en vue d'évacuation dans le réseau d'assainissement urbain. Master spécialisé, Faculté des Sciences d'Agadir, Maroc.
- 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.
- Farquhar, G.J. (1989). Leachate: Production and Characterization. *Revue Canadienne de Génie Civil.* 16: 317-325.
- Farquhar, G.J. and Rovers, F. A. (1973). Gas production during refuse composition. *Water, Air and Soil Pollution*, 2: 483-495.
- 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.
- Jacquier, R., Lamaty, G., Maurin, M. et Soulier, J. (1969). Solubilité – Produit de solubilité. In: Équilibres en solution. La chimie du 1^{er} cycle-3, Dunod Université. Dunod 1969 Paris, 172 p. (ISBN: 2-04-000844-6)
- 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.
- EFFEBI, (2009). Lagunage anaérobie: modélisation combinant la décantation primaire et la dégradation anaérobie. Université de Liège Campus d'ARLON Département Sciences et Gestion de l'Environnement Unité Assainissement et Environnement. Thèse de Docteur en science. 165p.
- Li Rong, J. (2009). Management of Landfill leachate. Thesis. TAMK University of Applied Sciences. Degree Programmed of Environmental Engineering. 45p.
- Millot, N. (1986). Les lixiviats de décharges contrôlées. Caractérisation analytique et études des filières de traitement. Thèse de doctorat, INSA Lyon.
- Ramade, F. (1998). Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau: biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales. Ediscience, 354-356.
- Reinhart, D.R. and Grosh C.J. (1998). Analysis of Florida MSW landfill leachate quality. Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management. Report, 97-3.

- Renou, S., Poulain, S., Gagnaire, J. de Cadarache Marrot. B et Moulin, P. (2007). Guide de l'eau 37^{ème} édition 2007-2008. Lixiviats de centre de stockage: déchet généré par des déchets. 43 p.
- Rodier, J. (1996). L'analyse de l'eau: eaux naturelles- eaux résiduaires- eau de mer. Dunod. 8^{ème} édition 1996. EAN13: 9782100024162, 1385 p.
- Sletten, R. S., Benjamin, M. M., Horng, J. J. and Ferguson, J. F. (1995). Physical-chemical treatment of landfill leachate for metals removal. *Water Res.* 29: 2376-2386.
- Vasel, J.L. (2012). Cours du transfert de masse et son application dans le traitement de l'eau. Master spécialisé chimie et microbiologie de l'eau. Faculté des sciences d'Agadir.
- Zinsou, C. (2013). Cours de métabolisme. Chapitre 14. Métabolisme de l'azote et de l'ammoniac. <calamar.univ-ag.fr/deugsv/Documents/Cours/Bioch.../%20Azote.pdf> (consulté le 22 juillet 2013).