

ORIGINAL RESEARCH PAPER

BIOLOGICAL TREATMENT OF STABILIZED LANDFILL LEACHATE PRODUCED BY THE PUBLIC DISCHARGE OF THE CITY MOHAMMEDIA (MOROCCO)

TRAITEMENT BIOLOGIQUE DES LIXIVIATES STABILISES PRODUITS PAR LA DECHARGE PUBLIQUE DE LA VILLE DE MOHAMMEDIA (MAROC)

Abdelaziz Madinzi¹, Moulay Abdelaziz Aboulhassane², Mohammed Assou^{1*},
Hamid Fakidi¹, Moulay Abdellah Bahlaoui¹, Salah Souabi¹, Mohamed Hafidi³

¹Université Hassan II, Faculté des Sciences et Techniques, BP146, Mohammedia, Maroc

²Université Mohamed Premier, ENSA, Al Hociema, BP 03, Ajdir, Al Hoceima, Maroc

³Université Cadi Ayyad, Faculté des Sciences Semlalia, Bd Prince My Abdellah B.P.
2390, 40000, Marrakech, Maroc

*Corresponding author: assou.mohammed@gmail.com

Received: June, 27, 2014

Accepted: July, 25, 2014

Abstract: In this work, we worked on the removal of pollution discharges stabilized leachate produced by the landfill of the city of Mohammedia using the process of the biodegradation of organic pollutants in air continuously or discontinuously. In order to predict the efficiency of a biological treatment for this type of effluent while minimizing the cost of ventilation. Landfill leachates produced by fermentation of waste are considered as a dangerous source of pollution to the environment. These waters are loaded with highly toxic metal and organic pollutants. They are difficult to treat and constitute a pollutant element for their quantitative and qualitative aspect. Discharges used in this study are characterized by a charge rich of high organic pollution more or less biodegradable, and whose NTK often greatly exceeds 1 g·L⁻¹. The physico-chemical characteristics of leachate showed that the organic matter is readily biodegradable since COD/BOD5 ratio varies between 4.8 and 7.4. The results of this study showed that the continuous ventilation discharge leachate has a removal efficiency of 48 % COD neighbor which remains close to that obtained with the discontinuous aeration (52 %). This is accompanied by a variation of pH and the quantity of sludge biodegradation. No differences were observed between the aeration continuous and discontinuous.

Keywords: *biological treatment, landfill, solid waste, stabilized leachate*

INTRODUCTION

La gestion des déchets en général, et celle des déchets solides municipaux en particulier, constituent un des principaux défis auxquels sont confrontées nos sociétés. La combinaison d'un ensemble de facteurs inter reliés, allant de l'accroissement démographique, à l'expansion urbanistique, au développement des activités socio-économiques et de production, ainsi qu'aux mutations des modes de vie et de consommation, engendre un gisement grandissant de déchets.

L'ampleur de ce problème des déchets solides se ressent avec extrême acuité dans les sociétés du Sud [1]. Les pays en développement qui aspirent à une dynamique de développement susceptible d'améliorer leur futur, sont confrontés aux conséquences néfastes des déchets sur la qualité de vie, l'environnement et la santé publique vu que les ordures ménagères et les déchets industriels sont collectés ensembles sans triage à la source. La question des déchets solides constitue dès lors un élément clé de leur stratégie de développement. On y assiste de plus en plus à l'émergence de signes prometteurs d'une conscience de la nécessité d'une gestion plus rationnelle des déchets solides. Cela se traduit par l'élaboration de cadres juridiques et réglementaires et par la mise en œuvre effective, par différents acteurs, d'expériences pilotes dont l'objectif est d'explorer certaines options de gestion et technologies de traitement des déchets solides et des lixiviats produits durant la fermentation adaptées aux contextes locaux et régionaux. Néanmoins, l'opérationnalisation de ces efforts et la concrétisation de ces orientations nécessitent une stimulation de cette conscience par une véritable réflexion sur le choix des options à adopter et sur leur adaptabilité aux contextes des pays du Sud. En effet, ces déchets après fermentations produisent énormément de lixiviat fortement chargé en matières polluantes toxiques [2].

Les lixiviats ont été identifiés comme une source de contamination des eaux de surface et des eaux souterraines en s'infiltrant à travers le sol s'ils ne sont pas correctement traités. En plus de ces effets néfastes sur l'eau s'ajoute la pollution de l'air provoquée par les mauvaises odeurs ainsi que les risques de propagation de maladies contagieuses dans les agglomérations avoisinantes des décharges. En général, l'impact des déchets solides est ressenti dans plusieurs constituants de l'écosystème terrestre (l'air, le sol, les eaux...) [3, 4]. L'étude de la qualité physico-chimique [5] des eaux souterraines se trouvant près de la décharge de Casablanca a décelé des teneurs élevées non seulement en éléments majeurs mais aussi en éléments métalliques émanant des lixiviats de la décharge qui arrivent à la zone saturée et dont la propagation est facilitée par la présence des failles qui affectent l'aquifère. Ces lixiviats doivent être traités avant rejet dans le milieu récepteur afin d'éviter les effets néfastes sur le milieu aquatique.

Plusieurs techniques sont actuellement utilisées pour la lutte contre la pollution des lixiviats; physicochimiques, membranaires, biologiques, procédés combinés [6 - 12]. L'âge de lixiviat influence fortement l'efficacité de traitement [13]. Il est donc très intéressant d'apporter des réponses concrètes aux multiples questions que pose la mise en œuvre d'une gestion intégrée et durable des déchets solides et des rejets de lixiviats stabilisés, adaptée aux spécificités des pays en voie de développement en particulier le Maroc.

L'objectif de la présente étude concerne la réduction de la pollution des rejets de lixiviats par aération en continue et en discontinue afin d'optimiser les conditions de

fonctionnement d'une telle technique qui présente un coût très modéré pour la dépollution des rejets de lixiviats stabilisés.

Problématique du non adaptation des technologies de gestion des déchets solides dans les pays en voie de développement (PED)

Pour une bonne gestion des déchets, il est important de souligner que les options de gestion des déchets ne sont pas toujours adaptées aux conditions sociales et économiques de tous les pays. Il est clair que des expériences réussies dans des pays industrialisés puissent être capitalisées sous condition de tenir compte des contextes spécifiques des régions et des pays cibles de leur réplique. En effet, dans le rapport de la Banque Mondiale de 2004 sur la "Réforme de l'infrastructure", il a été constaté que la principale difficulté rencontrée sur le terrain concerne l'adaptation des solutions occidentales aux spécificités locales. A ce propos, on peut évoquer plusieurs exemples dont celui qui correspond à la forte production de lixiviats dans la décharge de Tunis, et d'autres problèmes constatés au Maroc comme l'importation des bennes tasseuses pour le transport des déchets ménagers très humides qui, une fois tassés, laissent écouler des lixiviats qui arrosent les voies publiques avant d'atteindre les décharges. Par ailleurs, le mauvais choix de la technique de traitement pour quelques grandes unités de tri-compostage installées au Maroc n'a donné des résultats suffisants. En plus de la dilapidation des moyens, cet échec a créé un blocage et des barrières au développement de ce type de filière. En outre, l'échec le choix inadapté de technologie dû à la méconnaissance des spécificités des déchets dans les pays en développement a été rapporté par Hafid et Elhadek [14] qui rappellent qu'entre 1960 et 1980 cinq unités de traitement des déchets urbains au Maroc ont été fermées à cause de l'inadaptation de cette technologie aux conditions spécifiques du pays.

MATERIEL ET METHODES

Site d'étude : Situation géographique de la décharge et cadre géologique et hydrogéologique

La décharge de Mohammedia exploitée depuis 1987, se situe à 5 km au sud de la ville juste après le pont enjambant l'oued El Maleh. C'est une ancienne carrière de calcaire de 6,5 ha dont le sol est caractérisé par des schistes, représentant des fissures [15]. La décharge reçoit tous les déchets de la ville et ceux des communes d'Ain Harrouda et Chellalate. Ces déchets sont entassés au fond du site de la décharge et forment un front d'environ 3 mètres. En partie basse s'écoulent les lixiviats avec un débit important, générant un lac d'environ 30 m de diamètre (Figure 1). Ces lixiviats s'écoulent gravitairement vers l'Oued El Maleh situé à 30 m de la décharge ou s'infiltrent dans la nappe phréatique dont le niveau piézométrique est à quelques mètres de profondeur.



Figure 1. Accumulation du lixiviat proche de la décharge

La moyenne pluviométrique annuelle de la ville de Mohammedia est de $404 \text{ mm}\cdot\text{an}^{-1}$. La proximité de l'océan Atlantique donne à cette région un climat tempéré et humide avec un hiver doux et un été rafraîchi par l'action atténuante exercée par la brise de mer (température maximale $23 \text{ }^\circ\text{C}$, température minimale $10 \text{ }^\circ\text{C}$).

Le réseau hydrographique est formé par deux oueds et leurs affluents qui traversent la ville en diagonale (Oued Nfifikh, Oued Mellah) et des « dayas » temporaires et permanents.

En règle générale, la nappe circule du sud-est vers le nord-ouest, mais la piézométrie très perturbée, témoigne d'une hétérogénéité du complexe aquifère Schiste-Quartzite, les quartzites fissurées jouent un rôle de drain vis-à-vis de l'eau souterraine des autres formations. Les fluctuations de la nappe varient généralement de 4 à 10 m.

Prélèvements des échantillons

Dans le but de caractériser les lixiviats, différents échantillons ont été prélevés au niveau du collecteur principal permettant de rassembler l'ensemble des rejets de lixiviats rejetés par la décharge publique de Mohammedia (Figure 2).



Figure 2. Collecteur principal des rejets de lixiviats de la décharge publique de Mohammedia

Procédure expérimentale pour l'aération

Les rejets de lixiviats sont placés dans des réacteurs (R1 et R2) en PVC de 15 litres chacun, qui ont été utilisés pour examiner le traitement aérobie en batch. Les lixiviats dans les réacteurs d'aération sont agitées d'une façon magnétique et aérée à l'aide de pompes à air avec des diffuseurs. La température et l'oxygène dissous des eaux usées durant l'opération sont de 22 ± 2 °C et $6,0 \pm 0,5$ mg·L⁻¹, respectivement. Des prélèvements journaliers ont été effectués pour la détermination la turbidité, le pH, la conductivité, la DCO. Tous les paramètres ont été déterminés sur des échantillons décantés pendant 1 heure en utilisant les méthodes normalisées AFNOR [16].

RESULTATS ET DISCUSSION

Diagnostic des déchets

Les déchets solides dans les pays en voie de développement constituent un danger certains pour l'environnement. Ces déchets collectés doivent être caractérisés pour permettre d'avoir une banque de données permettant d'évaluer par la suite les impacts liés à ces déchets sur l'environnement [14, 17, 18].

En outre, la disponibilité des données sur la caractérisation des déchets générés à l'état brut et leur mise à jour périodique en fonction de l'évolution des modes de vie et des changements d'habitude de société est considérée comme le premier pas dans une gestion efficace et durable des refus.

Une classification des déchets mis en décharge à la ville de Mohammedia révèle la présence de plusieurs catégories de déchets provenant d'ordures ménagères et de déchets professionnels. On trouve plusieurs types de matériaux tel que : les papiers et cartons, le plastique, le verre, les métaux (boîtes de conserves et de peinture), les déchets d'abattoirs et en particulier les textiles, le cuir (Figure 3).



Figure 3. Triage et valorisation des déchets solides au niveau de la ville de Mohammedia

La diversité des déchets reçus par la décharge peut donner une idée sur le degré de la complexation et de la toxicité du lixiviat riche en matière organiques et minéraux

toxiques. Le Tableau 1 montre les différents éléments triés dans la décharge publique de Mohammedia.

Tableau 1. Pourcentages des différents constituants triés en trois périodes 2006, 2008 et 2009

Constituants en [%]	Tri Avril 2006	Tri Mars 2008	Tri Avril 2009	Valeur moyenne
Matières biodégradables	65	76	73	71,3
Plastiques	7,5	8	8,8	8,1
Papiers Carton	9	6	4,8	6,6
Verre	1	2	0,5	1,17
Métal	3	1,5	2	2,17
Bois	1	1	2,1	1,37
Divers	13,5	5,5	8,8	9,27

L'étude du devenir à long terme de la matière organique spécifique aux décharges permet d'évaluer les risques potentiels de remobilisation de polluants piégés au sein des déchets mais aussi d'évaluer l'état de stabilité dans lequel le système se trouve. Par conséquent, il est nécessaire de comprendre les mécanismes de l'humification en décharge et leurs conséquences sur la réactivité de la matière organique. Ce processus permet à la matière organique faiblement biodégradable de subir une lente métabolisation la conduisant à la formation de molécules complexes de type Substances Humiques qui s'accumulent dans les lixiviats.

Pour une gestion durable, il est nécessaire de tenir compte de la prévention, de la valorisation et du recyclage des déchets avant enfouissement. En outre, la mise en décharge des déchets doit être contrôlée pour respecter les normes de rejets.

Caractérisation des lixiviats

Les paramètres physico-chimiques déterminés dans les rejets de lixiviats pour 7 compagnes de prélèvements durant différentes périodes sont illustrés sur le Tableau 2.

Tableau 2. Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques des rejets de lixiviats (Moyennes de 7 compagnes)

Paramètres	Min.	Max.	Moyenne
pH	7,8	8,9	8,27
Conductivité [mS cm^{-1}]	25,6	35,9	31,13
Turbidité [NTU]	62,9	140	117,9
Nitrates [mg L^{-1}]	36,3	453,9	173,2
Sulfates [mg L^{-1}]	77,5	218,7	156,04
Chlorures [mg L^{-1}]	320	620	485
Orthophosphate [mg L^{-1}]	592,4	2128	1693,3
Phosphore total [mg L^{-1}]	1226,6	2217	1879,5
Azote total NTK [mg L^{-1}]	1080	1344	1289,75
NH_4^+ [mg L^{-1}]	632	951	723
Azote organique [mg L^{-1}]	393	566,75	448
DCO [mg L^{-1}]	2153	2707	2473,9
DBO5 [mg L^{-1}]	290	526	400,8
DCO/DBO5	4,8	7,4	6,33
Cr^{3+} [mg L^{-1}]	0,1	6	4,2

Les résultats de caractérisation révèlent de grandes variations de la composition chimique de lixiviat au cours de temps. En effet, Tatsi et Zouboulis [19] ont montré qu'un lixiviat présente des variations considérables aussi bien en flux qu'en composition chimique.

La teneur en DCO varie avec le temps de prélèvement. Les valeurs de la DCO obtenues durant cette étude varient entre 2153 et 2707 mgL⁻¹ et restent inférieures à la teneur détectée par Navarro et Veron [20]. Le débit de Jus noirâtre s'écoulant vers l'Oued est d'environ 10 m³/j. La charge polluante ainsi produite par les rejets de lixiviats varie au cours du temps. Le rapport DCO/DBO5 varie entre 4,8 et 7,4 ce qui montre que le lixiviat n'est pas facilement biodégradable et peut donc causer plusieurs impacts sur les eaux de surface (Oued El Maleh) déversées en mer. Il a été montré par Mizier [21] que le rapport DCO/DBO5 du lixiviat varie autour de 7. Ces jus de décomposition des ordures par fermentation se révèlent très toxiques et difficiles à traiter [7]. Ceci montre que le lixiviat pose de sérieux problèmes aux exploitants de centre d'enfouissement, qui doivent retenir un procédé efficace tout en tenant compte des contraintes économiques. En outre, la concentration en NTK reste très importante et varie entre 1080 et 1344 mgL⁻¹ ce qui peut avoir plusieurs effets néfastes sur la vie aquatique dans l'Oued El Maleh. Quant à la teneur en nitrate celle-ci varie entre 36 et 453,9 mgL⁻¹ avec une valeur moyenne de 173 mgL⁻¹ ce qui reste supérieur à la norme.

En raison de la concentration en sulfates élevée (77 à 218 mgL⁻¹), il convient de faire spécialement attention aux effets que peuvent avoir les concentrations élevées de sulfates (formation de sulfure d'hydrogène) [22].

La composition chimique des percolats dépend de plusieurs facteurs, dont majoritairement, la composition des déchets, le pH, le potentiel redox et l'âge du C.E.T. Trois types de lixiviats produits par les décharges peuvent être distingués (Tableau 3).

Tableau 3. Caractéristiques principales des différents types de lixiviats [23]

	Lixiviats jeunes	Lixiviats intermdiaires	Lixiviats stabilisés
Age de la décharge	< 5 ans	5 à 10 ans	> 10 ans
pH	< 6,5	6,5 - 7,5	> 7,5
Biodégradabilité	Importante	Moyenne	Faible
NTK [gL ⁻¹]	0,1- 0,2	-	-
Azote ammoniacal [mgL ⁻¹]	< 400	-	-
COT/DCO	< 0,3	0,3 - 0,5	> 0,5
Métaux lourds [mgL ⁻¹]	Faible à moyen	Faible	Faible
DCO [gL ⁻¹]	> 10	4 - 10	< 4
DBO5/DCO	0,5 - 1	0,1 - 0,5	< 0,1
AGV [% du COT]	> 70	5 à 30	< 5

En se basant sur les résultats du Tableau 2 on peut conclure que le lixiviat de la décharge de Mohammedia est stabilisé. Les rapports de DBO5/DCO (Tableau 3) montrent que les lixiviats sont stabilisés et par la suite riche en matières organiques sous formes lignine, substances humiques et fulviques.

Le lixiviat de décharge est caractérisé par des concentrations importantes de carbone organique dissous qui est un mélange fortement hétérogène, constitué de composés organiques non volatils et de substrats à base de protéines, de lignine, de cellulose,

d'hémicellulose, de polysaccharides et de lipides [24]. Cette matière organique dissoute va être dégradée chimiquement et biologiquement au cours du temps, minéralisée et même condensée en composés de haut poids moléculaire (substances humiques). Compte tenu de l'évolution de cette matière organique au cours du temps, de nombreux auteurs ont mis en évidence l'intérêt d'étudier cette matrice comme un indicateur de dégradation et/ou de stabilisation de lixiviat [25]. Parallèlement, la présence de cellulose et d'hémicellulose soumises à l'intense activité bactérienne d'un massif de déchets pourrait conduire à la synthèse de polyphénols.

Par ailleurs, Xu et al. [26] ont apporté que les lixiviats sont riches en composés minéraux majeurs sous forme ionique (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} ...) ainsi que d'autres composés tels que les borates, les sulfites... Ceci permet de conclure que la matrice de lixiviat est plus complexe et par la suite le choix de la technique de traitement devient difficile. D'autre part, les lixiviats peuvent aussi contenir certains microorganismes pathogènes [27].

Selon Parveau [28] les lixiviats de décharge sont comparables à des rejets industriels complexes contenant à la fois des substances contaminantes organiques et inorganiques. Ceci montre que le choix de la technique de dépollution de ces rejets reste souvent très compliqué vis-à-vis des pays en développement qui ne sont pas disposés à investir dans des procédés coûteux ; à titre d'exemple le coût de traitement de lixiviats au Maroc par l'osmose inverse varie autour de $80 \text{ DH}\cdot\text{m}^{-3}$.

Essais de traitement de lixiviats

Pour le traitement de lixiviats de la décharge de Mohammedia, des essais de traitement biologique avec aération en continu et en discontinu ont été adoptés.

La variation de l' O_2 durant 30 jours pour l'aération en continue et discontinue est illustrée sur la Figure 4a. La concentration en O_2 varie entre $8,7$ et $9,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. A la saturation la teneur dans le cas de l'aération continue ou discontinue varie autour de $9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

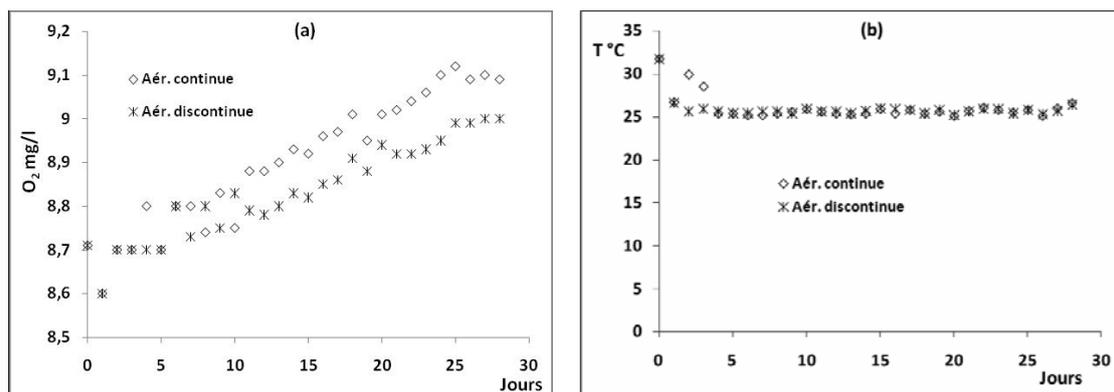


Figure 4. Suivi de l'Oxygène dissous (a) et de la température (b) au cours de traitement

La température de l'eau joue un rôle important, par exemple en ce qui concerne la solubilité des sels et des gaz dont, entre autres, l'oxygène nécessaire à l'équilibre de la vie aquatique. Par ailleurs, la température accroît les vitesses des réactions chimiques et biochimiques d'un facteur 2 à 3 pour une augmentation de température de 10°C .

L'activité métabolique des organismes aquatiques est donc également accélérée lorsque la température de l'eau s'accroît. Des changements brusques de température de plus de 3 ° C s'avèrent souvent néfastes.

Le suivi de la température durant la période d'étude est donné sur la Figure 4b. La température durant l'aération en continue et en discontinue varie autour de 25 °C et reste stable durant cette période. La température peut fortement influencer le développement de la biomasse et par la suite la biodégradation des polluants organiques.

Le suivi de la conductivité montre que celle-ci passe de 36 à 32 mS·cm⁻¹ (Figure 5a). Ceci montre que la décantation de lixiviat durant 1 heure permet d'éliminer une partie importante des ions par adsorption sur les boues vu que tous les paramètres mesurés durant l'étude sont réalisés sur des échantillons décantés. Quant à la turbidité, les résultats obtenus (Figure 5b) ont montré que l'aération en continue et en discontinue permettent d'aboutir à une élimination presque totale de la turbidité. Cette dernière passe de 142 NTU à 15 NTU avec un rendement d'élimination de 90 %.

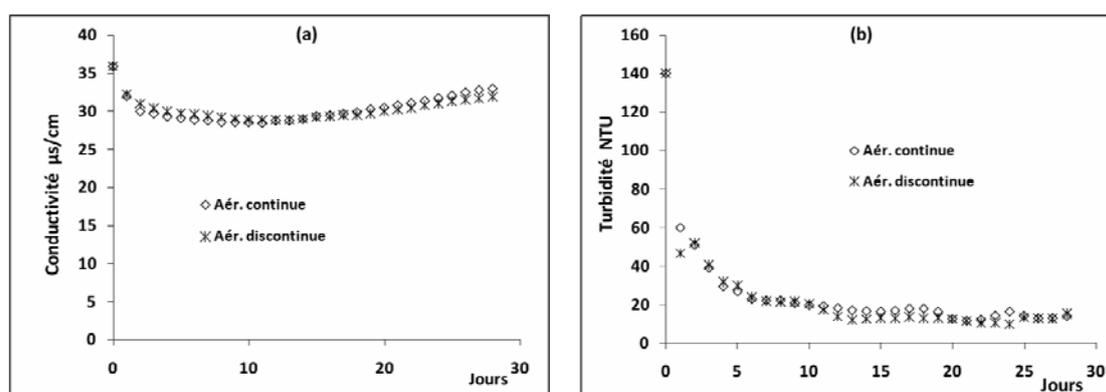


Figure 5. Variation de la conductivité (a) et de la turbidité (b) au cours de traitement

Pour évaluer l'efficacité d'élimination de la pollution durant les essais, nous avons suivi la teneur en DCO durant 30 jours. Les résultats sont illustrés sur la Figure 6. On observe que la valeur de la DCO passe de 2240 à 1154 mg·L⁻¹ et 1062 mg·L⁻¹ avec un rendement d'élimination de 48 % et 52 % pour l'aération en continue et en discontinue, respectivement (Figure 7b).

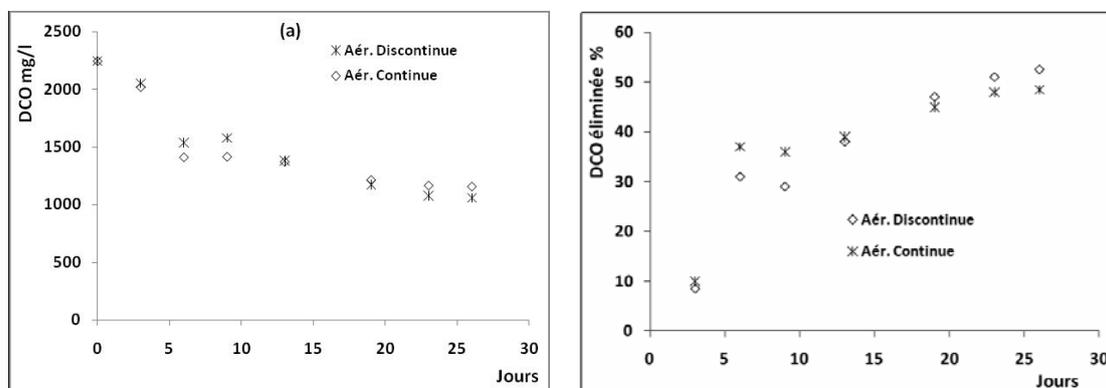


Figure 6. Variation de la teneur en DCO (a) et du rendement d'élimination (b) au cours de traitement

Les résultats obtenus ont montré que l'étude comparative entre l'aération en continue et en discontinue ne montre pas de différences significatives quant à l'élimination des matières organiques en DCO. Les rendements d'élimination varient autour de 50 % (aération continue et aération discontinue) durant un mois d'étude. La concentration en chrome détectée après 28 jours d'étude varie autour de $36 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ce qui peut être dû à l'adsorption de cet élément sur les boues accumulées durant la période d'étude.

Pronost et Matejka [29] apportent qu'au fur et à mesure que la décharge vieillit et que les déchets se stabilisent, la charge organique diminue et les acides gras volatils dans les lixiviats 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. Plus de 200 familles de composés organiques ont pu être identifiées au cours de nombreuses études menées sur la caractérisation des lixiviats des décharges [30].

L'azote et le phosphore

Les nitrates en eux-mêmes semblent peu toxiques vis-à-vis de la faune aquatique. L'azote qu'ils renferment, et dans une moindre mesure celui des nitrites et de l'ammoniaque, est l'un des éléments nutritifs majeurs des végétaux qui les métabolisent pour produire des protéines, des acides nucléiques et les polymères des parois cellulaires. Les nitrates constituent un facteur d'eutrophisation mais, pratiquement, on estime qu'ils n'induisent pas de développement d'algues gênantes en dessous d'une teneur de 2 à $5 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ dans le milieu récepteur.

Le suivi du nitrate et du phosphore total dans le cas de l'aération continue et discontinue est donné sur la Figure 7. Ces résultats montrent que la teneur en nitrate passe de 65 à $30 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Figure 7a) avec un rendement d'élimination de 54 %. Une dénitrification se réalise en parallèle avec la biodégradation de la matière organique. En outre, l'évolution de la concentration en phosphore total est donnée sur la Figure 7b. Les résultats ont montré que la teneur en Pt passe de 2000 à $940 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ avec un rendement de déphosphatation de 52 %. Ces résultats montrent que la biodégradation des matières carbonées est accompagnée de la déphosphatation et la dénitrification.

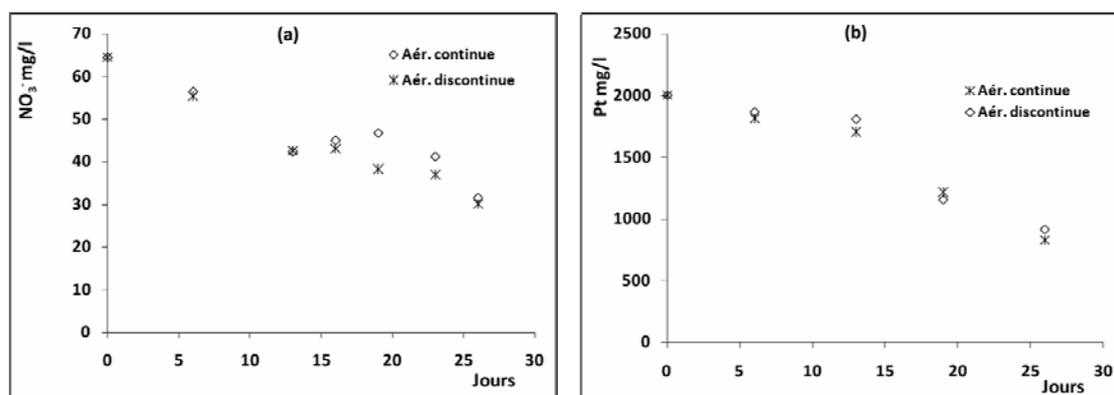


Figure 7. Variation de la concentration en nitrates (a) et en phosphore total (b) au cours de traitement

Analyse bactériologique

Les valeurs des dénombrements bactériologiques (X) ont été soumises à une transformation logarithmique (Y) ; $Y = \log_{10}(X) \text{ bac mL}^{-1}$ avant de tracer les courbes d'évolution et ceci pour deux raisons essentielles : (i) dans l'environnement des abondances bactériennes se modifient souvent de façon exponentielle, en conséquences une transformation logarithmique permet une interprétation graphique plus facile de leur évolution, et (ii) les distributions de fréquence des dénombrements bactériens sont très souvent asymétriques et une transformation graphique élimine en grande partie cette asymétrie sans toutefois aller jusqu'à une distribution gaussienne.

Les échantillons de lixiviat ont été prélevés systématiquement sous agitation toutes les semaines dans des tubes à essais stériles et analysés dans un délai maximum de trois heures, délais au cours duquel ils ont été stockés à 4 °C. Les abondances des bactéries hétérotrophes aéro-anaérobies (B.H.A.) sont évaluées après étalement d'un volume de 0,1 mL d'échantillon d'eau sur milieu gélosé (gélose nutritive) incubé durant 8 jours à la température ambiante (entre 20-25 °C) par dénombrement des colonies bactériennes formées à la surface du milieu de culture.

La procédure d'ensemencement utilise une fraction du volume de l'échantillon et/ou une ou plusieurs de ses dilutions au $1/10^{\text{ème}}$ en eau physiologique stérile selon la concentration potentielle des bactéries recherchées. Le milieu de culture, coulé en Boite de Pétri de 90 mm de diamètre, est ensemencé en double et les résultats des dénombrements sont exprimés par la moyenne de ses deux boites.

Le suivi de l'analyse bactériologique durant la période d'étude est illustré sur la Figure 8.

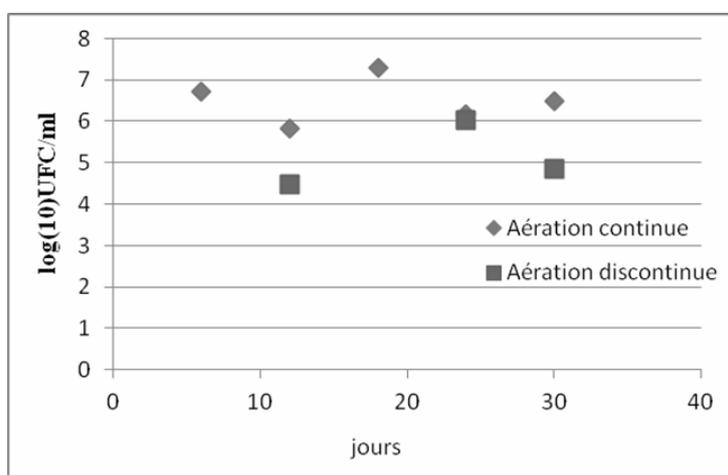


Figure 8. Analyse bactériologique au cours de traitement

CONCLUSION

A la lumière de l'examen du volet relatif à la situation actuelle du secteur des déchets au Maroc et des efforts menés dans ce sens, des défaillances au niveau des services de collecte, du transport, du traitement et de l'élimination ont été mises en évidence.

L'analyse actuelle de la situation de la gestion des déchets dans des pays en développement montre les difficultés principales d'ordre institutionnel, organisationnel, technologique et financier.

Les résultats de cette étude ont mis en évidence la pollution générée par le lixiviat de la décharge et les nuisances que représente ce liquide pour l'environnement. Les résultats ainsi obtenus montrent une forte teneur en DCO dont la matière polluante est difficilement décantable et non biodégradable puisque le rapport DCO/DBO5 varie de 4,8 à 7,4. La concentration en NTK varie entre 1100 et 1344 mg·L⁻¹ tandis que la teneur en nitrate dépasse souvent les normes. L'étude de la biodégradabilité en milieu aéré en continue et en discontinue n'a pas montré de différences significatives. En effet, l'élimination de la DCO dans les deux cas varie autour de 50%.

REFERENCES

1. Aloueimine, S. O. : Méthodologie de caractérisation des déchets ménagers à Nouakchott (Mauritanie): Contribution à la gestion des déchets et outils d'aide à la décision, *Thèse de l'Université de Limoges, Faculté des Sciences et Techniques*, **2006**;
2. Souabi, S., Tawzar, K., Chtioui, H., Khalil, E. : Problématiques du chrome et du plomb dans les décharges publiques: cas de la ville de Mohammedia et de Fès, *Déchets Sciences et Techniques Revue Francophone d'écologie industrielle*, **2010**, **58**, 37-43;
3. Matejka, G., Bouvet, Y., Emmanuel, E., Koulidiati, J., Ngnikam, E., Tanawa, E., Vermande, P.: Gestion maîtrisée des déchets solides urbains et de l'assainissement dans les pays en voie de développement, les besoins en études scientifiques et techniques spécifiques et en outils méthodologiques adaptés in : *L'étalement urbain en Afrique : Défis et paradoxes*, sous la direction Emil Tchawe Hatchen, Editions l'Harmattan, **2013**;
4. Lobina, G.P.: Effect of sanitation facilities, domestic solid waste disposal and hygiene practices on water quality in Malawi's urban poor areas: a case study of south lunzu township in the city of Blantyre, *Physics and Chemistry of the Earth*, **2002**, **27**, 845-850;
5. Fekri, A., Wahbi, M., Ben Bouzian, A., Souabi, S., Marrakchi, M.: Etat de la qualité des eaux souterraines en aval de la décharge de Mediouna (Casablanca Maroc), *The First International Symposium on the Management of Liquid and Solid Residues (MALISORE)*, Mohammedia – Morocco, April **2004**, 26-27;
6. Abood, A.R., Bao, J., Du, J., Zheng, D., Luo, Y.: Non-biodegradable landfill leachate treatment by combined process of agitation, coagulation, SBR and filtration, *Original Waste Management*, **2014**, **34** (2), 439-447;
7. Kalčíková, G., Babič, J., Pavko, A., Žgajnar Gotvajn, A.: Fungal and enzymatic treatment of mature municipal landfill leachate, *Waste Management*, **2014**, **34** (4), 798-803;
8. Silva, T.F.C.V., Elisabete, M., Silva, F., Cunha-Queda, A.C., Fonseca, A., Saraiva, I., Sousa, M.A., Gonçalves, C., Alpendurada, M.F., Boaventura, R.A.R., Vilar, V.J.P.: 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*, **2013**, **47** (15-16), 6167-6186;
9. Singh, S.K., Tang, W.Z., Tachie, G.: Fenton treatment of landfill leachate under different COD loading factors, *Waste Management*, **2013**, **33** (10), 2116-2122;
10. Singh, S.K., Townsend, T.G., Boyer, T.H.: Evaluation of coagulation (FeCl₃) and anion exchange (MIEX) for stabilized landfill leachate treatment and high-pressure membrane pretreatment, *Separation and Purification Technology*, **2012**, **96**, 98-106;
11. Ghanbarzadeh, M.L., Sabour, M.R., Allahyar, A., Omid, R.: Application of quadratic regression model for Fenton treatment of municipal landfill leachate, *Waste Management*, **2012**, **32** (10), 1895-1902;
12. Ince, M., Senturk, E., Engin, O.G., Keskinler, B.: Further treatment of landfill leachate by nanofiltration and microfiltration–PAC hybrid process, *Desalination*, **2010**, **255** (1-3), 52-60;

13. Javier, R., Fernando, B., Fatima, C. Benito A., Olga, G.: Stabilized leachates: sequential coagulation–flocculation + chemical oxidation process, *Journal of Hazardous Materials*, **2008**, 150, 468-493;
14. Hafid, N., Elhadek, A.: Compostage et mise en décharge des déchets urbains : bilan de l'expérience d'une région semi aride, *The First International Symposium on the Management of Liquid and Solid Residues (MALISORE)*, Mohammedia – Morocco, April **2004**, 26-27;
15. Gloaquin, A.: Diagnostic des déchets ménagers et des déchets professionnels de la commune de Mohammedia (Maroc), TMS, **1997**, 4;
16. AFNOR : La qualité de l'eau. Recueil, Environnement Edition, Association Française de Normalisation, Paris, France, **1999**;
17. Bouthir, F.Z.: Evaluation de la contamination métallique le long de littoral de la wilaya du grand Casa, au niveau des différents compartiments (moules, algues, poissons et sédiments : étude d'impacts des apports anthropiques). *Thèse de doctorat nationale, Faculté des Sciences et Techniques de Mohammedia*, Maroc, **2004**;
18. Aboulam, S.: Thèse Institut National Polytechnique de Toulouse. Recherche d'une méthode d'analyse du fonctionnement des usines de tri-compostage des déchets ménagers. Fiabilité des bilans de matière, **2005**;
19. Tatsi, A.A., Zouboulis, A.I.: Field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece), *Advances in Environmental Research*, **2002**, 6, 207-219;
20. Navarro, A, Veron, J.: Impact polluant des lixiviats de décharge : les stratégies de traitement, *Journée Internationale de l'Environnement*, E. Poitiers, France, **1992**;
21. Mizier, M.O.: Les lixiviats de décharge: des effluents difficiles à traiter, *L'Eau, L'Industrie, Les nuisances*, **1998**, 217, 35-40;
22. Ceçen, F., Aktas, O.: Effect of PAC addition in combined treatment of landfill leachate and domestic wastewater in semi-continuously fedbatch and continuous-flow reactors, *Water SA*, **2001**, 27, 177-188 ;
23. Alvarez-Vazquez, H., Jefferson, B., Judd, S.J.: *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **2004**, 79, 1043–1049;
24. Nanny, M.A., Ratasuk, N.: Characterization and comparison of hydrophobic neutral and hydrophobic acid dissolved organic carbon isolated from three municipal landfill leachates, *Water Research*, **2002**, 36, 1572-1584;
25. François, V., Feuillade, G., Skhiri, N., Lagier, T., Matejka, G.: Indicating the parameters of the state of degradation of Municipal Solid Waste, *Journal of Hazardous Materials*, **2006**, 137 (2), 1008-1015;
26. Xu, Y.D., Yue, D.B., Zhu, Y., Nie, Y.F.: Fractionation of dissolved organic matter in mature landfill leachate and its recycling by ultrafiltration and evaporation combined processes, *Chemosphere*, **2006**, 64, 903-911;
27. Sillet, A.A., Royer, S., Coque, Y., Thomas, O.: Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères : genèse, composition et traitement, *Déchets Sciences & Techniques*, **2001**, 22, 7-11;
28. Parveau, M.: Le traitement des lixiviats par osmose inverse, *L'eau, L'industrie, Les Nuisances*, **1993**, 162, 48-50;
29. Pronost, R., Matejka, G.: Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères. Production, caractérisation, traitement, *Environnement & Technique*, **2000**, 196, 25-29;
30. Öman, C.B., Junestedt, C.: Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds, *Waste Management*, **2008**, 28, 1876-1891.