



Valorisation des matériaux naturels poreux dans le traitement des Lixiviats de la décharge publique non contrôlée de la ville de Taza (Valorization of natural porous materials in the treatment of leachate from the landfill uncontrolled city of Taza)

A. Zalaghi^{a & b}, F. Lamchouri^b, H. Toufik^c, M. Merzouki^a

^a Laboratoire de Biotechnologie, Faculté des Sciences Dhar El Mahraz de Fès, Maroc.

^b Equipe de Recherche « Substances Naturelles & Environnement », Faculté Polydisciplinaire de Taza, Maroc.

^c Equipe de Recherche « Matériaux, Interfaces & Modélisations », Faculté Polydisciplinaire de Taza, Maroc.

Received 03 Apr 2014, Revised 2 July 2014; Accepted 2 July 2014

Corresponding author : E-Mail: fatima.lamchouri@gmail.com / fatima.lamchouri@usmba.ac.ma

Abstract

In Morocco, one major concern remains the management of solid wastes and their by-products, including leachate and biogas. The leachates from the landfill uncontrolled town of Taza, which are neither collected nor treated, are routed directly to the river Larbaâ which delimits the north side the landfill, constitute grave sanitary and epidemiological risks. In order to cope with this challenge and contribute to sustainable rehabilitation of the landfill, this study to for goals from characterize these leachates and assess technical efficiency and yield socio-economic of treatment by infiltration-percolation on fixed natural materials appropriate to the local context. At first, we evaluated the performance of different adsorbents tested for leachate treatment, Then we analyzed the results of the three best filtration supports of purification performance viewpoint. the physicochemical monitoring of these trials showed that this is an average reduction of pollution in terms of suspended matter (SS) in the order of respectively 90%, 93% and 96%, an average reduction of the pollution in terms of the chemical oxygen demand (COD) of the order of respectively 91%, 89% and 83% and an average reduction in the order of respectively 94%, 90% and 91% in terms of the biological oxygen demand (BOD) at the output of ash filter, of clay and that of the mixture of both, but with an increase of the pH and conductivity for the ash filter.

Keywords: treatment, COD, TSS, BOD, Leachate, NPK, physico-chemical parameter, leachate and biogas.

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 Taza, qui ne sont ni collectés ni traités et acheminés directement vers l'oued Lârbâa qui délimite la décharge du côté nord, constituent des risques sanitaires et épidémiologiques graves. Afin de faire face à ce fluo 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 infiltration-percolation sur des supports naturels fixes appropriés au contexte local. Dans un premier temps, nous avons évalué les performances des différents adsorbants testés pour le traitement des lixiviats, ensuite nous avons analysé les résultats des trois meilleurs supports de filtration de point de vue performances épuratoires. 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 90 %, 93% et 96 %, d'une réduction moyenne de la pollution en terme de la demande chimique en oxygène (DCO) respectivement de l'ordre de 91%, 89% et 83% et d'une réduction moyenne respectivement de l'ordre de 94%, 90% et 91% en terme de la demande biologique en oxygène (DBO) à la sortie du filtre à cendre, d'argile et de celui du mélange des deux, mais avec une augmentation de la conductivité et du pH pour le support à filtre de cendre.

Mots-clés: Traitement, DCO, MES, DBO, Lixiviats, NPK, paramètre physico-chimique, lixiviats, biogaz.

1. Introduction

L'augmentation de la production des déchets solides va actuellement de pair avec l'essor démographique et l'intensification des activités socio-économiques. Dans les pays en voie de développement, et particulièrement au Maroc, le mode de gestion des déchets solides le plus adopté correspond à la mise en décharge. Il s'agit principalement de décharges non contrôlées et à ciel ouvert, où tous les types de déchets sont rejetés à l'état brut et mélangés : urbains, industriels, hospitaliers et agricoles [1-2]. La mise en opération de ces sites de décharge «sauvage» n'a été précédée par aucune étude d'impact sur l'environnement. De manière générale, ces décharges sont à l'origine de nuisances multiples et fréquentes : odeurs fétides, chiens enragés, auto-incinération et fumées asphyxiantes, poussières et objets volants, biogaz et lixiviats...etc. La conséquence majeure et inévitable d'une mise en décharge est la production d'un lixiviat pouvant émerger de sérieux problèmes écologiques [3]. En effet, ces lixiviats sont riches en matières organique et inorganique, et en métaux lourds [4-5]. Leur rejet à l'état brut, sans aucun traitement préalable, engendre les impacts suivants : pollution des sols, contamination des eaux souterraines et de surface, impacts sur la santé et l'environnement, etc.

Le dépotoir sauvage de la ville de Taza (Nord-Ouest Maroc) (figure 1), dit décharge « Julien », situé à la périphérie de la ville et dont la mise en service remonte au début de 1940. Cette décharge desserve la totalité de la zone urbaine de Taza,

ainsi que quelques quartiers périphériques se trouvant à l'extérieur du périmètre urbain. Elle est située sur un terrain plat, au niveau de la rive gauche de l'Oued Lârbaa à environ 1,5 Km du centre de la ville sur un terrain à prédominance marneuse peu perméables entraînant un ruissellement des lixiviats à Oued Lârbaa [2, 6]. Les impacts négatifs sur le sol et les ressources de la décharge se posent avec acuité, La décharge constitue donc des menaces sérieuses pour l'environnement et la santé publique [7].



Figure 1 : Situation géographique de la décharge sauvage de la ville de Taza

L'objectif du présent travail est de caractériser les lixiviats de la décharge non contrôlée de la ville de Taza en estimant les risques qu'ils présentent et de proposer et d'étudier un procédé de traitement de ces lixiviats peu coûteux et efficace. Le procédé recherché vise à obtenir un abattement très significatif de la charge organique du lixiviat qui pourrait ainsi être approprié pour les cas similaires et s'adapte parfaitement au contexte socio-économique du Maroc.

Notre contribution va donc consister à un traitement physico-chimique par infiltration-percolation en discontinu de la charge polluante. Pour cela, neuf types d'adsorbants ont été testés dans cette étude : Sciures de bois (*Juniperus phoenicea* L (A) et *Cedrus atlantica*(B), Sciures des racines d'*Arundo donax* L (C), Mâchefers (D), sol argileux (E), sable de plage (F) et sable de l'oued (G).

L'infiltration-percolation est un procédé physique, disposé généralement après la décantation, destiné à clarifier un liquide qui contient des solides en suspension [8], en le faisant passer à travers un milieu poreux constitué d'un matériau granulaire [9]. Elle est basée sur le phénomène d'adsorption qui se définit comme une accumulation de substance à l'interface entre deux phases données. C'est un phénomène de surface qui implique un adsorbant solide et un adsorbant fluide, gazeux ou liquide. Son origine provient des forces d'attraction intermoléculaires. L'adsorption se produit lorsqu'une molécule se retrouve attirée plus fortement par la surface de l'une des phases. La phase qui adsorbe se nomme adsorbant et les molécules qui s'adsorbent sont l'adsorbât [10]. L'infiltration permet une élimination de la couleur et de la turbidité et indirectement les odeurs [11]. Les techniques d'adsorption sont très pratiques pour le traitement de certains polluants présents dans les eaux, surtout ceux difficilement biodégradables comme les colorants. Ces méthodes sont intéressantes au point de vue des coûts initiaux, de la flexibilité et de la simplicité pour la conception, ainsi que pour l'opération. De plus, elles ne sont pas sensibles aux polluants toxiques et ne forment pas de substances nocives [12]. Elles sont aussi efficaces pour l'abattement de la Demande Chimique en Oxygène (DCO) et la Demande Biologique en Oxygène (DBO) [13].

Les adsorbants utilisés ont chacun leur domaine d'application plus ou moins vaste suivant leur spécificité. Ils peuvent être qualifiés de polyvalents ou spécifiques selon s'ils permettent une adsorption relativement exhaustive de la charge polluante de l'effluent à caractériser ou s'ils sont dédiés à une ou plusieurs familles chimiques [14]. Cette spécificité devient cependant toute relative lorsqu'il s'agit de caractériser une matrice complexe contenant une large gamme de composés. Le plus utilisé de ces adsorbants est le charbon actif [12]. Le charbon est produit à partir de différents produits ligneux comme le bois, les noix de coco, la houille, la tourbe, les résidus du pétrole selon Devi et ses collaborateurs [15], les inconvénients principaux du charbon actif sont son coût de fabrication et de régénération lorsque le carbone est saturé. L'avantage des charbons à base de résidus agro-alimentaires est que ceux-ci n'ont pas besoin d'être régénérés vu leur faible coût de production [16]. Les recherches vont désormais vers l'utilisation d'adsorbants non-conventionnels comme les résidus agroalimentaires ou les matériaux siliceux. Ceux-ci peuvent directement être adsorbés au préalable sans traitement, ce qui est très avantageux économiquement [12]. Un exemple des applications actuelles est tiré de de l'étude Han et collaborateurs, [17], qui ont étudié la bio-adsorption du bleu de méthylène avec des enveloppes de riz, ainsi que Estevinho et ses collaborateurs [18] qui ont utilisé les écailles d'amandes pour l'adsorption du pentachlorophénol. La valeur ajoutée de cette étude, est la valorisation des adsorbants locaux considérés comme déchets dans le traitement d'un autre déchet (lixiviats), par un procédé simple, facile et pas coûteux.

2. Matériel et méthodes

2.1 Caractérisation physico-chimique des lixiviats

2.1.1 Échantillonnage

Les échantillons de lixiviats analysés ont été prélevés soigneusement afin d'obtenir un échantillon le plus représentatif possible. Vu le manque d'un système de drainage des lixiviats de cette décharge sauvage, nous avons procédé à l'échantillonnage au niveau de quatre points de drainage bien déterminés. Le volume moyen de chaque échantillon est de 1 litre. Les échantillons de lixiviats sont recueillis dans des bouteilles en polyéthylène et conservés dans une glacière et transportés immédiatement au laboratoire.

2.1.2 Analyses physico-chimique

Plusieurs types d'analyses ont été réalisés sur les lixiviats échantillonnés. Certaines mesures sont réalisées sur place, au moment du prélèvement, pour éviter l'évolution des échantillons, c'est le cas de la température (thermomètre digital Type GTH 1160), conductivité électrique (conductimètre HANNA EC 214) et pH (pH-mètre type, G BOYER, JENCO 6173). D'autres ont été effectués au laboratoire à savoir : DBO₅, DCO, MES, Nitrate, ions Nitrite et Ammonium.

Tous les paramètres chimiques des lixiviats ont été déterminés selon les méthodes standards d'analyse des eaux usées [19-20]. La teneur de matières en suspension (MES) a été déterminée par la méthode de centrifugation. La Demande Chimique en Oxygène (DCO) est analysée à l'aide d'un DCO-mètre type thermo-réacteur Behr TRS 300 et la demande biologique en oxygène (DBO₅) est mesurée à l'aide d'un Oximeter 538(WTW) / DBOmètre : TS606/2. Les ions nitrites, nitrates et ammoniums ont été déterminés avec un spectrophotomètre dans le visible type G BOYER/ANACHEM 320.

Afin de déterminer le taux d'abattement des paramètres des lixiviats traités, tous les essais d'analyses physico-chimiques ont été répétés cinq fois, les valeurs moyennes, déterminées selon les techniques normalisées AFNOR, sont récapitulées au Tableau 1.

2.2 Structures et morphologie des adsorbants utilisés.

2.2.1 Les mâchefers à charbon

Les mâchefers ou les cendres de foyer utilisés dans notre étude, sont des résidus solides obtenus en fin des grilles des fours de combustion ménagères.

2.2.2 Les sols argileux

Dans notre étude, nous avons utilisé des sols argileux naturels, prélevés de la région de Taza du site CHAKA.

Le choix de ces matériaux est justifié par les caractéristiques suivantes :

- Abondance de ces sols dans la région de Taza, avec une accessibilité et un coût faible.
- Richesse en constituants minéraux très fins. Ces derniers les rendent plus actifs en solution, ce qui leur confère un pouvoir adsorbant élevé [22].

Le sol argileux prélevé a été préalablement broyé, tamisé et séché à 100 °C. Cette dernière opération permet d'éliminer l'eau d'hydratation, ce qui rend le matériau hydrophobe.

2.2.3 Les sables

Dans notre étude, nous avons utilisé deux types de sable ; sable d'Oued Cherâa de couleur grise (région de Berkane) et le sable de la plage Quemado de la ville d'El Hoceima de couleur jaunâtre.

Tableau 1 : Références AFNOR des appareillages utilisés [21].

Appareillages utilisés		
Paramètres mesurés	Types d'appareillages	Références AFNOR
DCO	Behr TRS 300	NF-T-90-101
DBO ₅	Oximeter 538(WTW) / DBOmètre : TS606/2	NF-T-90-103
NH ₄ ⁺ / NO ₃ ⁻ / NO ₂ ⁻	Spectrophotomètre G BOYER/ANACHEM 320	-----
PT	Distillation : BÜCHI/distillation Unit K-350 Minéralisation : BÜCHI Digestion Unit K-424	NF-T-90-023
MES	Centrifugeuse	-----
Conductivité électrique	Conductimètre, HANNA EC 214	NF-T-90-031
pH	pH mètre G BOYER, JENCO 6173	NF-T-90-008
Température	Thermomètre	-----
Coloration	Colorimètre	-----

Afin, d'établir les courbes granulométriques, le tamisage est effectué sur une colonne de 13 tamis (norme AFNOR) pour séparer les différentes tailles. Les fractions de sédiments ont été identifiées en utilisant le principe de classification bio-sédimentaire de Chassé & Glémarec [23] qui reconnaît quatre familles granulométriques : pélites (médiane granulométrique (Md) < 63 µm), sables fins (63 µm < Md < 500 µm), sables grossiers (500 µm < Md < 2000 µm) et graviers (Md > 2000 µm). Après la pesée de chaque fraction, les % simples ont été déterminés pour chaque type de sable. Dans nos essais de filtration de lixiviats, nous avons utilisé des fractions ≤ 500 µm.

2.2.4 Les sciures

Dans cette partie d'étude, nous avons utilisé trois types de sciure de bois naturels des espèces suivants: *Juniperus phoenicea* L, *Cedrus atlantica* et *Arundo donax* L.

La sciure de bois du *Juniperus phoenicea* L, constituée par des grains de couleur marron, de texture fine et meuble à l'état sec, provienne de la région d'Essaouira.

La sciure de bois du *Cedrus atlantica*, constituée par des grains de couleur jaunâtre, de texture grossière et meuble à l'état sec, provienne de la région d'Azrou.

La sciure de bois des racines d'*Arundo donax* L., constituée par des grains de couleur blanchâtre, de texture grossière et meuble à l'état sec, provienne de la région de Taza (Région orientale du Maroc).

2.3 Essais de traitement des lixiviats par infiltration-percolation

Dans notre étude, nous avons utilisé neuf colonnes avec un ou plusieurs adsorbants naturels unis ou pluri strates. Afin de standardiser les paramètres d'expériences, nous avons utilisé les mêmes normes pour toutes les colonnes. Essentiellement, un débit et une surface de contact uniforme et constante, une granulométrie de : ≤ 500µm, une température moyenne de 27 °C, et la préparation de tous les adsorbants en même temps et dans les mêmes conditions. Généralement, la matrice organique est répartie en termes de carbone organique puisque cet élément en représente près de 50% [24]. Néanmoins, d'autres éléments comme l'azote organique jouent également des rôles très importants dans sa biogéochimie [25] et dans les processus de complexation métallique [26]. De ce fait, nous avons essayé d'évaluer la matière organique et par suite la charge polluante des échantillons étudiés suivant les paramètres physicochimique (pH, Température, Conductivité, DCO, DBO₅, NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻).

3. Résultats et discussion

3.1 Composition physico-chimique des lixiviats

Il est difficile de déterminer avec précision les propriétés des lixiviats vu que ces derniers évoluent dans le temps et dans l'espace [27] ; et vu que ces lixiviats s'enrichissent au cours du temps, en composés non biodégradables, les traitements conventionnels d'épuration ne permettent pas toujours de respecter les normes de rejet [28].

Les lixiviats d'un lieu d'enfouissement sont particulièrement caractérisés par une très forte DBO, de MES, de l'azote ammoniacal, quelques métaux, des substances phénoliques et quelques autres substances organiques. Les jeunes lixiviats sont caractérisés par une charge organique élevée en DBO5 et en DCO, mais facilement biodégradable. Ce pouvoir polluant des lixiviats provient de l'utilisation domestique de détergents, de pesticides, de solvants, et également des eaux pluviales : eaux de ruissellement sur les terres agricoles, sur le réseau routier, etc. Il peut aussi provenir de rejets industriels quand ceux-ci sont déversés dans les égouts ou même des traitements de désinfection des effluents par le chlore (haloformes) [29].

Le suivi environnemental du lixiviat de la décharge de la ville de Taza, montre que les concentrations en DBO5 et en DCO au cours des deux dernières années d'exploitation (2012-2013), sont respectivement entre 4220 mg/l et 5687,18 mg/l. Le rapport DBO/DCO se situant à environ 0,7, la charge organique du lixiviat diminue progressivement avec les années, la fraction organique devenant de plus en plus difficile à la biodégradation, cette diminution de la biodégradabilité est due au relargage, dans le milieu, de grosses macromolécules organiques, de type substances humiques selon Renou et ces collaborateurs [30].

Les matières en suspension retrouvés dans les lixiviat étudiés sont de l'ordre de 3991 mg/l, cette concentration diminue lentement à mesure que vieillit le site. Elles donnent également au lixiviat une apparence trouble, un mauvais goût et une mauvaise odeur [29].

Le pH basique caractérise les décharges anciennes avec des lixiviats âgés ou stabilisés [31]. Cependant le pH enregistré dans les lixiviats de la décharge de la ville de Taza est de l'ordre de 7,35, malgré que cette dernière est exploitée depuis 1940, ce qui prouve que les déchets ne s'accumulent pas au site. Cela est probablement dû au mode d'exploitation de ce site, basé sur le brûlage des déchets et l'élevage intense des bétails.

Les lixiviats étudiés ont une conductivité électrique élevée de l'ordre de 24,05 mS/cm due aux apports, par la décharge, de lixiviat très minéralisé [32], sous l'effet de la température élevée de l'ordre de 32,7 °C, correspondant à la période estivale d'échantillonnage qui favorise le développement bactérien et de la diminution de la pluviosité engendrant une augmentation de la concentration du lixiviat [33].

Les concentrations en azote ammoniacal, nitrate, nitrite sont respectivement de 48,43 mg/l, 33,04 mg/l et 255,85 mg/l. Dans ce type de décharge les matières azotées (azote organique et azote ammoniacal) sous forme réduite, sont principalement due à l'urée d'origine humaine ou/et animale. Le rejet direct de l'azote réduit dans le milieu consomme de l'oxygène et défavorise la vie piscicole [29].

Tableau 2 : Caractérisation physico-chimique des lixiviats bruts

Paramètres	Paramètres physico-chimiques									
	pH	Température (°C)	Conductivité électrique (mS/cm)	Oxygène dissous (mg/L)	DBO5 (mg/L)	DCO (mg/L)	MES (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (mg/L)
Lixiviats	7,35	32,7	24,05	5,87	4220	5687,18	3991	48,43	33,04	255,85

3.2 Structures et morphologie des adsorbants

3.2.1. Les mâchefers à charbon

Contrairement aux cendres volantes récupérées au niveau des électro-filtres qui sont très fines, les cendres de foyer sont des résidus solides obtenus en fin des grilles des fours de combustion ménagères [34]. Les mâchefers ou les cendres de foyer utilisées dans notre étude, ont une forme granulométrique similaire au sable et sont récupérées à la sortie de la chaudière puis refroidies à l'eau. Les éléments les plus gros qui composent notre échantillon de mâchefers ne dépassent pas environ 1cm de diamètre (Fig. 2). L'étude granulométrique des mâchefers utilisés (Fig. 3) montre que la répartition des différentes classes granulométriques est uniforme, cela est important pour la valorisation des mâchefers comme adsorbant, puisqu'elle leur confère de bonnes qualités géotechniques [34]. Une autre caractéristique importante des mâchefers utilisés est la proportion de particules fines (taille inférieure à 6 µm) qui entraînent une adsorption importante d'eau. Cependant, un fort pourcentage de particules fines dans des mâchefers utilisés en sous-couches routières est à l'origine des problèmes



Figure 2 : Aspect visuel des mâchefers à charbon

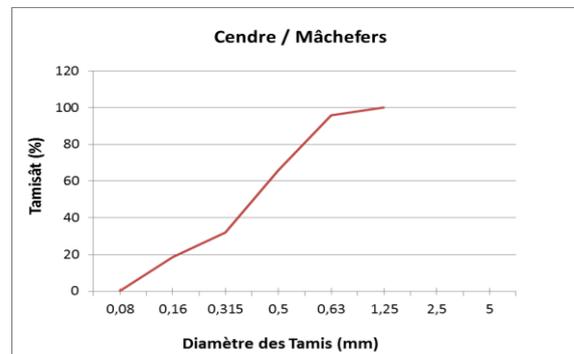


Figure 3 : Courbe granulométrique des Mâchefers

3.2.1. Les sols argileux

Les éléments les plus gros qui composent notre échantillon ne dépassent pas 3mm de diamètre (Figure 4). Les courbe granulométriques des sols argileux utilisés ont été établies par passage sur une tamiseuse (méthode normalisée NF P 18-560). La représentation graphique de l'analyse granulométrique est représentée dans la figure 5.

À partir de la courbe granulométrique ci-dessus, nous pouvons conclure que la taille prépondérante des sols argiles utilisés est de 500 μm . Cette faible granulométrie facilitera la fixation de la matière organique à la surface du matériau adsorbant qui est généralement plus importante lorsque la granulométrie du matériau est faible. Pour cette raison, nous avons choisi des fractions ayant une granulométrie $\leq 500 \mu\text{m}$ pour réaliser les différents essais de filtration des lixiviats.



Figure 4 : Aspect visuel des sols argileux

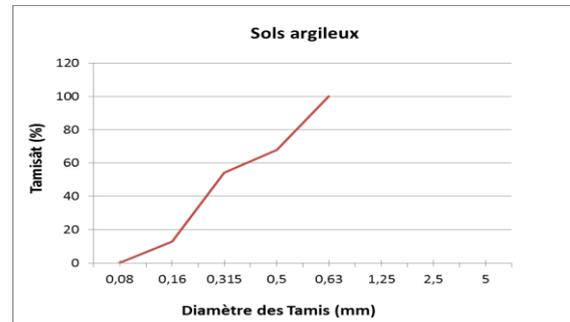


Figure 5 : Courbe granulométrique des sols argileux

Les propriétés physico-chimiques des sols argileux varient suivant la profondeur de leur extraction. De ce fait, les résultats obtenus sont relatifs aux couches des sols où ces échantillons ont été prélevés [35-36].

En général, un sol est constitué de silicates et de minéraux non silicatés (chlorures, sulfures, sulfates et carbonates) [37]. De même l'argile est un matériau dont la taille des particules n'excède pas 2 μm et présentant des propriétés plastiques [38-39]. Les espèces chimiques en présence dans les matériaux argileux sont extrêmement nombreuses (silice, silicates non phylliteux, oxydes, hydroxydes, carbonates, etc.). d'après Caillère et ses collaborateurs [40], les cations et les anions formant les cristaux les plus stables au regard des rayons et charges des entités chimiques. La structure de l'argile découle de l'arrangement dans l'espace des éléments les plus grands qui sont l'ion oxygène et la plupart des hydroxydes [40]. Globalement, il existe deux arrangements possibles, le premier valable uniquement pour les ions oxygènes tandis que le second est valable également pour les hydroxydes.

L'efficacité des argiles dépend de leur minéralogie. Ainsi, les smectites sont plus efficaces que les autres argiles à cause de leur importante surface spécifique et de leur grande capacité d'échange cationique, qui conditionnent l'étendue de la surface de réactivité du sol avec les substances humiques ainsi que la robustesse de leur adsorption. Aussi, l'efficacité des argiles à stabiliser les agrégats du sol dépend de la taille des particules minérales associées (des limons grossiers ou des sables nécessitent une teneur plus forte en argile que les limons fins). Plusieurs corrélations positives entre stabilité des agrégats et teneur en argile du sol sont observées dans la bibliographie [41-42].

3.2.2. Les sables

Le sable est une roche sédimentaire meuble, constituée de petites particules provenant de la désagrégation d'autres roches dont la dimension varie généralement de 50 μm à 2 mm. Les sables peuvent être naturels ou artificiels mais ceux les plus employés sont les sables naturels. Il existe trois types de sables : sable transporté par le vent ou sable éolien (sable de dunes) qui présente une caractéristique uniforme plus anguleuse que le sable transporté par l'eau (sable de rivière, sable de plage ou sable de carrière) qui possède plutôt une forme plus ronde (figure 8 et 9). Le sable éolien est plus opaque que le sable aquatique [43]. La plupart des plages de la région d'Al Hoceima sont constituées de sables composés principalement de grains d'Aragonite, Dolomite, Calcite, Quartz [44]. Toutefois, les analyses chimiques montrent que les éléments sulfatiques (SO_3 , $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) sont présents dans le sable de plage et sont négligeables dans le sable alluvionnaire [45]. Afin, d'établir les courbes granulométriques, le tamisage est effectué sur une colonne de 13 tamis (norme AFNOR) pour séparer les différentes tailles. Les fractions de sédiment ont été identifiées en utilisant le principe de classification bio-sédimentaire de Chassé & Glémarec [23]. Après pesée de chaque fraction, les pourcentages (%) simples ont été déterminés pour chaque type de sable. Les représentations graphiques des analyses granulométriques sont illustrées dans les figures 6 et 7.

À partir des courbes granulométriques ci-dessus, nous pouvons conclure que la taille prépondérante du sable de rivière utilisé est supérieure à 500 μm , ainsi il est qualifié de sable grossier. Par contre la taille prédominante du sable de la plage utilisé est inférieure à 500 μm , ce qui lui attribue la classe des sables fins. La faible granulométrie de ce dernier, facilitera la fixation de la matière organique à la surface du matériau adsorbant qui est généralement plus importante lorsque la granulométrie du matériau est faible. Dans nos essais de filtration de lixiviats, nous avons utilisé des fractions $\leq 500 \mu\text{m}$.

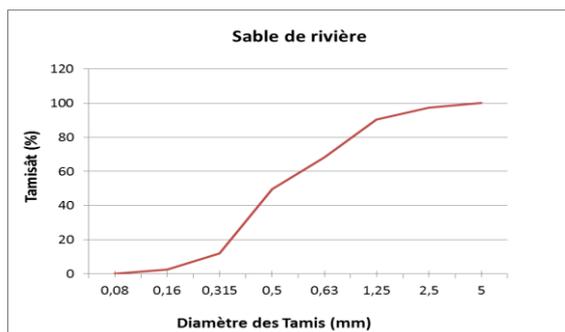


Figure 6 : Courbe granulométrique du sable de la rivière

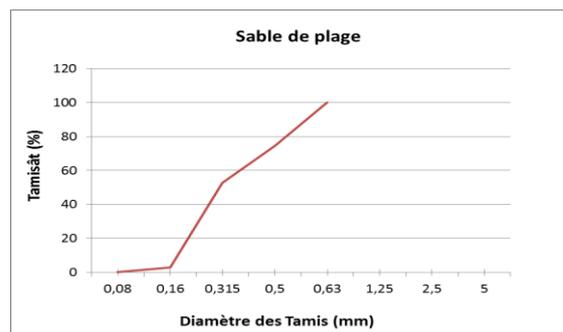


Figure 7 : Courbe granulométrique du sable de la plage



Figure 8 : Aspect visuel du sable de plage



Figure 9 : Aspect visuel du sable de rivière

3.2.4 Les sciures

Les sciures de bois ou les résidus de coupes et de transformation du bois représentent, l'une des principales biomasses étudiées, leurs rendements d'adsorption sont confirmés pour l'adsorption des métaux. Les recherches ont porté principalement sur les sciures des espèces suivantes: sapin rouge (*Abies magnifica*) [46], manga (*Mangifera indica*) [47-48], tilleul (*Tilia americana*) [49], épinette (*Picea engelmanni*) [49], pin (*Pinus roxburghii*) et cèdre (*Cedrus deodara*) [50], teck (Teca) [51], akamatsu (*Pinus destflora*) et buna (*Fagus crenata*) [52], ainsi que *Bassial atifulia* [53]. Toutefois, ces études n'ont pas confirmé le rendement épuratif de ces procédés de points de vue la charge polluante de type organique. *Juniperus phoenicea* L., est un arbrisseau de la région méditerranéenne, où il pousse dans les lieux rocailleux, surtout sur le calcaire. Appelé également Araar, cet arbre de hauteur variant de 1 à 8 mètres. Feuilles en écaille (figure10). Espèce sempervirente. Sa longévité est supérieure à 500 ans, constitue avec le cèdre, la principale couverture végétale des montagnes Marocaines.

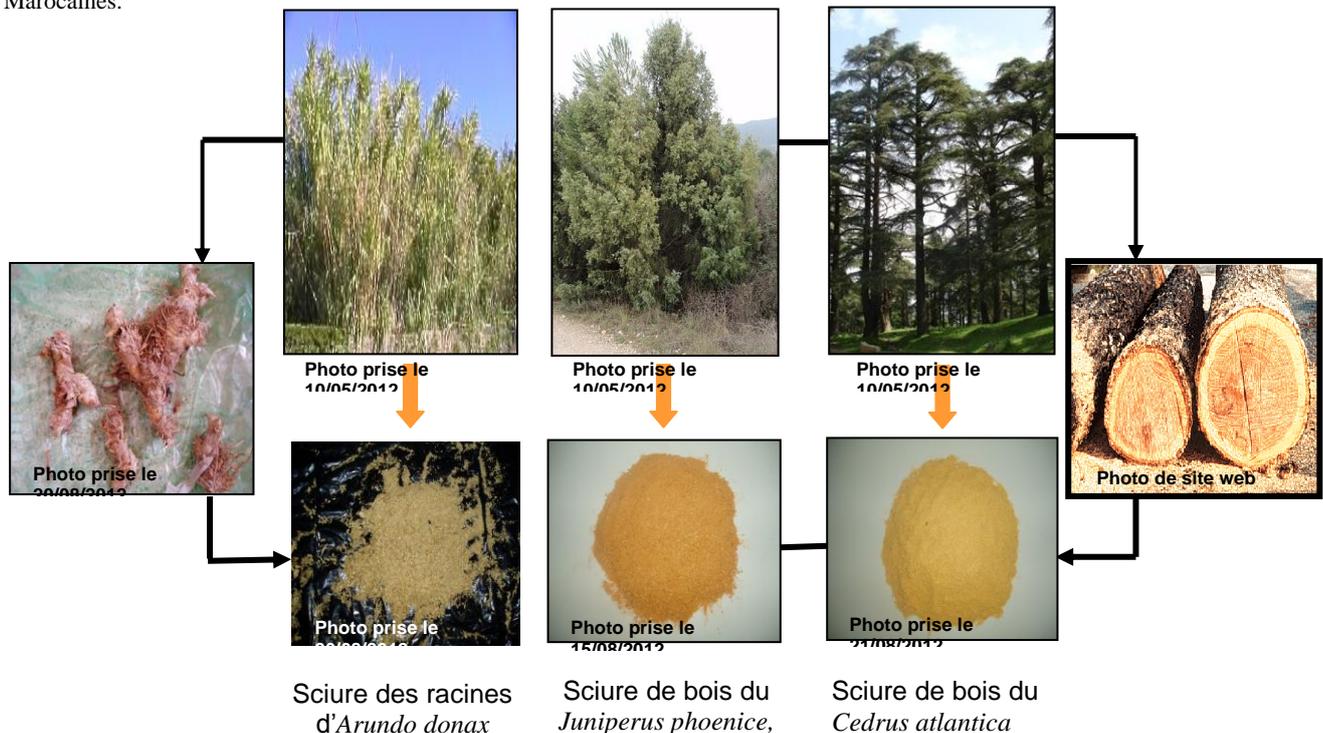


Figure 10 : Aspect visuel des sciures de bois utilisées

Cedrus atlantica, c'est un arbre d'allure majestueuse et imposante pouvant atteindre une hauteur de 30 à 40 mètres; son port, bien que présentant souvent une cime tabulaire à l'âge adulte, est plus longiligne ; sa longévité est importante (figure 10). Ce cèdre de l'Atlas est une espèce endémique (Maroc-Liban), vit dans les zones montagneuses se développant entre une altitude de 1500 et 2500 m, avec une préférence pour les versants nord et ouest beaucoup plus arrosés. L'utilisation d'un sous-produit d'une espèce endémique comme adsorbant est une valeur ajoutée pour cette étude puisque il s'intègre dans le contexte socio-économique local du payé conformément à nos objectifs initiaux.

Arundo donax L., il s'agit d'une graminée dite « à caractère primitif », que les botaniques classent dans le groupe des phragmitiformes. « Plante vivace à rhizome rampant, très ramifié, émettant des tiges nombreuses, élevées (de 60 cm à deux mètres), dures et luisantes ; feuilles glauques, à ligule courte et ciliée (figure10). Espèce cosmopolite, surtout représentée au Sahara par une forme à feuilles courtes, raides et piquantes, un peu enroulées en long, à tiges plus courtes que dans le roseau habituel d'Europe. Lits des torrents, gueltas, un peu partout au Sahara septentrional, occidental et central » [54]

A partir des courbes granulométriques, nous remarquons que les sciures de bois des conifères utilisés ont une granulométrie différente de celle des sciures des racines de cannes (figures 11, 12 et 13). Les sciures de bois de conifère utilisées dans notre étude, sont relativement simples, composées principalement de trachéides, ce sont ces cellules qui procurent la stabilité mécanique et qui contiennent la plus grande quantité de polymères, soit la lignine, la cellulose et l'hémicellulose.

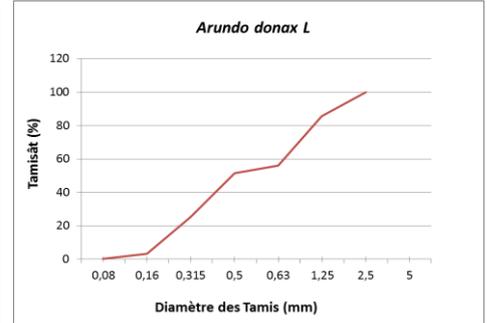
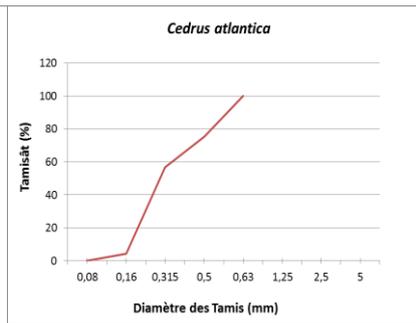
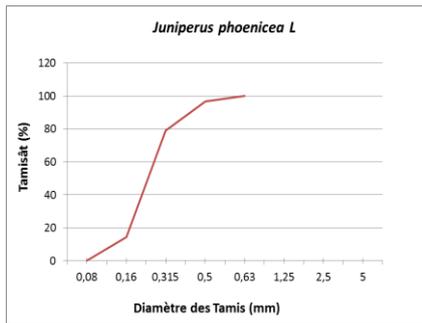


Figure 11 : Courbe granulométrique de la sciure de bois de (*Juniperus phoenicea L*)

Figure 12 : Courbe granulométrique de la sciure de bois de (*Cedrus atlantica*)

Figure 13 : Courbe granulométrique de la sciure des racines de cannes (*Arundo donax L.*)

La cellulose est le constituant le plus important de la sciure de bois. Le pourcentage oscille entre 40 et 45 % en masse sèche. Sa structure se caractérise par des groupements hydroxyles en position équatoriale, et puisque la cellulose est un polymère linéaire, il devient alors aisé de comprendre pourquoi les ponts hydrogène favorisent le pouvoir d'adsorption de ces sciure de bois. La cellulose est un homopolysaccharide composé de plusieurs unités de P-D-glucopyranose qui sont plus concrètement des anomères du P-D-glucopyranose.

La juxtaposition en parallèle des chaînes de cellulose permet donc de former des liens intermoléculaires mais également des liaisons intramoléculaires. La projection plane de la structure d'une partie de cellulose rend visible les deux types de ponts hydrogène existant au sein d'une macromolécule de cellulose. Comme conséquence de ces propriétés chimiques et physiques, la cellulose possède une force de tension élevée ce qui se traduit par un pouvoir d'adsorption considérable des sciures de bois.

L'hémicellulose quant à elle est un hétéropolysaccharide, c'est-à-dire que son édification inclue des monomères distincts tels que le D-glucose, le D-mannose, le D-galactose ainsi que d'autres aldoses du même genre [55, 56, 57]. Ce polymère se distingue de la cellulose par le fait que sa structure branchée le rend fragile et rapidement hydrolysable par les acides. Le type d'hémicellulose retrouvé en proportion étendue dans les gymnospermes est le galactoglucomannans [55-56] (environ 20 % en masse sèche), est le premier polymère de la sciure de bois à se décomposer pour libérer des liaisons hydroxyles et par conséquent intervient directement dans le phénomène d'adsorption.

La lignine est le troisième composant macromoléculaire de la sciure de bois. Durant le processus de développement cellulaire, la lignine est lentement biosynthétisée à l'intérieur des parois cellulaires. La quantité de lignine en matériel sec peut dépasser 30 % dans le cas des résineux [55- 57], sa résistance aux produits chimiques est réelle et sa stabilité thermique également [56]. C'est de loin, le polymère le plus complexe du bois en regard de sa structure et de son hétérogénéité.

3.3 Résultats des essais de traitement des lixiviats par infiltration-percolation

La figure 14, montre les résultats de filtration des lixiviats. Nous avons choisi comme paramètre déterminant, le taux de décoloration des lixiviats. Comme le montre les résultats ci-dessous, une décoloration maximale des lixiviats est obtenue en utilisant le sol argileux (E), puis les mâchefers (D) et un mélange entre les mâchefers et le sol argileux (H). Une décoloration de moins degré est observée avec la matrice Multi-strate (I) et les sciures de bois (A). La décomposition de la matière organique rend la couleur du lixiviat jaune, brune ou noir [58].

3.3.1 Abatement de la demande chimique en oxygène, de la demande biologique en oxygène et de la coloration

Les lixiviats traités par les colonnes de filtration (D), (E) et (H) montrent une réduction de la pollution organique en terme de DCO et de DBO5 avec un maximum de dépollution pour la colonne de filtration (D) qui a donné un abatement de 91,69 % de la teneur en DCO avec 472,04 mg/l, valeur fortement inférieure à la norme (1 000 mg/l) et une réduction de 93,83 % de la teneur en DBO5 avec une valeur de 260 mg/l, inférieure à la norme (500 mg/l). Ce maximum de réduction de la charge organique s'explique par les propriétés d'adsorption importantes des minéraux plus fins en particulier l'argile et le limon, ces minéraux argileux ont une structure lamellaire qui permet l'insertion des molécules organiques entre les feuillettes.



Photo prise le 05/06/2012

A : Sciures de bois (*Juniperus phoenicea L*) ; B : Sciures de bois (*Cedrus atlantica*) ;
 C : Sciures de bois des racines d'*Arundo donax L* ; D : Mâchefers ; E : Sol argileux ; F : Sable de plage ;
 G : Sable de l'oued ; H : Mélange (50% D et 50% E) ; I : Multi-strates (A+B+D+D+E+F+G)

Figure 14 : Aspect visuel des filtrats de différentes matrices

En plus, les argiles comme les cendres contiennent une importante teneur en silice, un important adsorbant possédant une forte polarité électrique et des éléments minéraux en particulier les ions ferreux (Fe³⁺), ces derniers contribuent à la neutralisation des charges négatives des matières organiques contenues dans les lixiviats. Toutefois, les réductions en DCO et DBO5 pour les colonnes des sciures de bois sont dues essentiellement aux liaisons hydroxyles libres disponibles au niveau des macromolécules de cellulose, hémicellulose et lignine.

La réduction de la charge organique par ces procédés de filtration est corrélée avec celle de la couleur des lixiviats. Ceci confirme bien que la coloration des lixiviats est produite par la matière organique conformément aux résultats obtenus par Hamidi et ses collaborateurs [59].

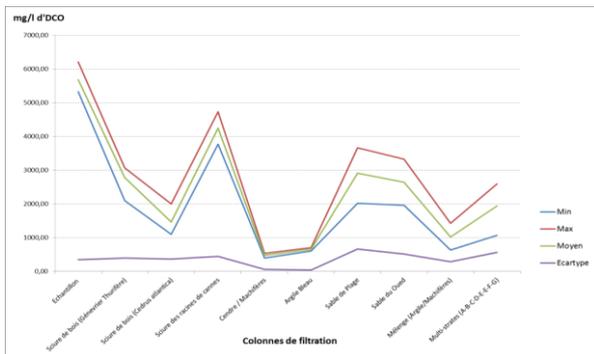


Figure 15 : Abatement de la demande chimique en oxygène

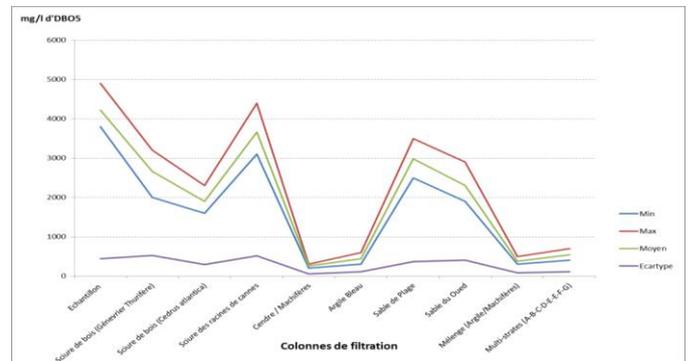


Figure 16 : Abatement de la demande biologique en oxygène

3.3.2 Abatement de l'oxygène dissout après filtrations

Selon les résultats de la figure 17, le substrat filtrant constitué par des Mâchefers (D) contribue à une réduction très satisfaisante qui a donné un abatement de 43,95 % avec une teneur de 3,29 mg/l.

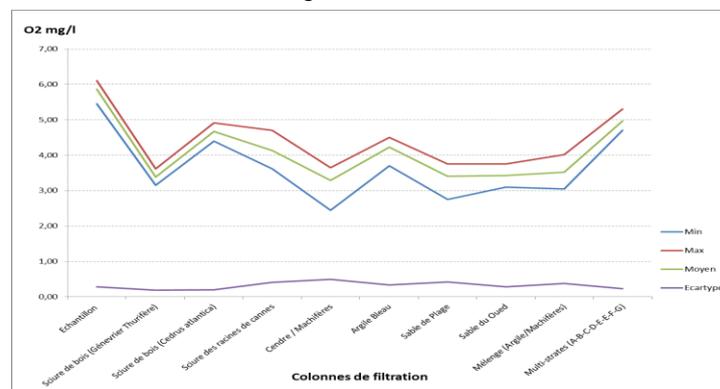


Figure 17 : Abatement de l'oxygène dissout

3.3.3 Abatement de la matière en suspension

Les matières en suspension se présentent dans le lixiviat sous diverses formes : matières en suspension minérales, matières en suspension organiques et enfin matières en suspension vivantes. En raison des phénomènes de répulsion, les colloïdes forment généralement des suspensions très stables. Les phénomènes d'adsorption agissent alors de manière à neutraliser leurs charges, afin de favoriser leur agglomération et permettre leur décantation. Les MES vont donc être piégées dans la masse granulaire du filtre et former des agrégats par floculation, ce qui explique les résultats illustrés dans la figure 18 et qui montre une réduction maximale à 92,76 % par filtration sur le support (E) avec une teneur de 288.87 mg/l (norme = 600 mg/l).

3.3.4 Abatement de la conductivité électrique

L'évolution de la conductivité électrique au cours de la filtration met en évidence des valeurs décroissantes liées aux échanges chimiques entre l'eau et le matériel filtrant (précipitation et adsorption) [31] ce qui a réduit la conductivité électrique du filtrat à 42,86 % comme réduction maximale avec la colonne H (figure 19) avec une conductivité de l'ordre de 13,74 ms.cm⁻¹ (norme = 805 μs.cm⁻¹).

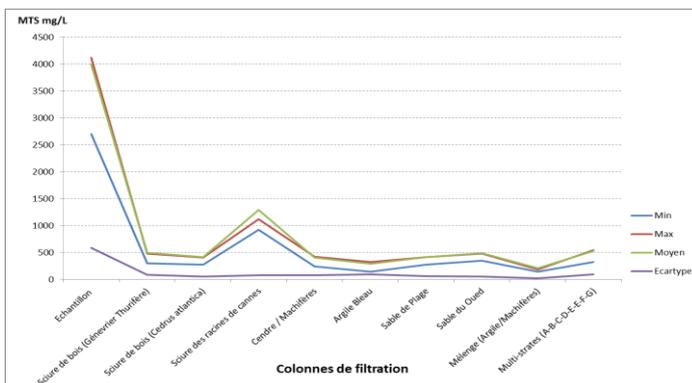


Figure 18 : Abatement de la matière en suspension MES

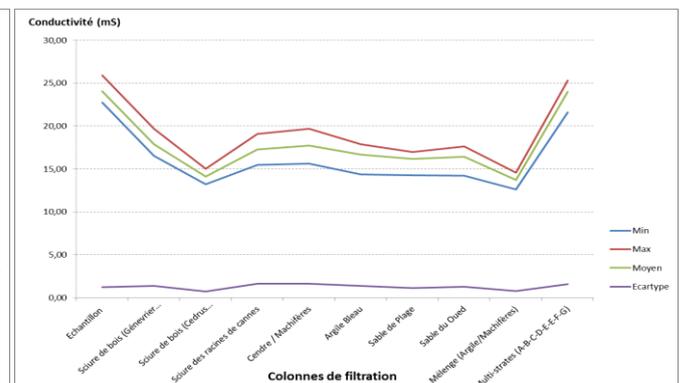


Figure 19 : Abatement de la conductivité

3.3.5 Le potentiel Hydrogène (pH)

Pour les adsorbants naturels : la sciure de bois, la sciure de racine, les sols argileux ou les deux types de sables, le pH ne marque pas une évolution significative (figure 20). Cependant, nous avons remarqué une augmentation du pH des lixiviats après filtration dans les colonnes qui contiennent des mâchefers à charbon. Probablement, cette basicité naturelle, provenant principalement des feldspaths qui sont des aluminosilicates alcalins [60], correspond à la libération des ions de nature basique [61-62] dans les lixiviats.

3.3.6 Abatement de l'azote inorganique (ions nitrate, nitrite et ammonium) après filtrations

L'azote organique étant un nutriment clé des milieux naturels, sa quantification a vu le développement de plusieurs méthodes de suivis pour différents milieux d'études : eaux naturelles [63], eaux salines [64], solutions de sol [65]. Comme le montrent les résultats de la figure 21, le substrat filtrant (D) contribue à une réduction maximale des ions nitrite et ammonium avec un taux d'abattement respectif de 66,74 % et 84 % et une réduction satisfaisante en terme d'ions nitrate allant jusqu'à 46,15 %.

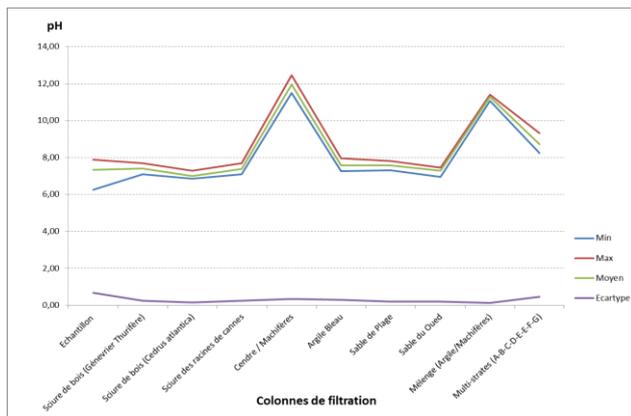


Figure 20 : Evolution du pH après filtration

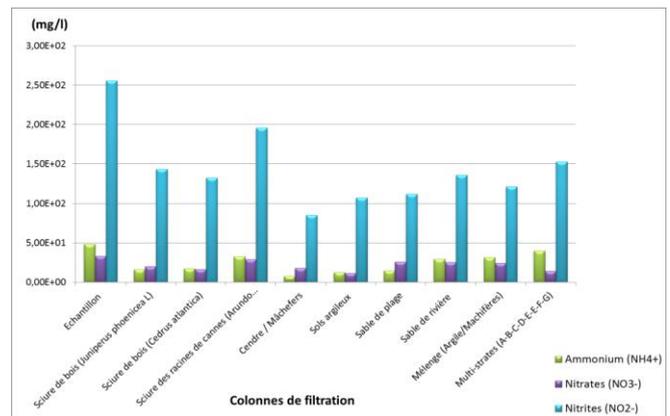


Figure 21 : Abatement de l'azote inorganique (ions nitrate, nitrite et ammonium)

Conclusion

La présente étude avait pour but de caractériser les lixiviats de la décharge non contrôlée de la ville de Taza et de démontrer que les adsorbants naturels comme les sables ou les sols argileux et certains déchets industriels comme les sciures de bois et les mâchefers pourraient être utilisés comme support de filtration pour le traitement des Lixiviats. Les résultats obtenus ont montré que :

1. Les lixiviats étudiés répondent aux normes marocaines de rejets indirects pour les différents paramètres physico-chimiques étudiés.
2. La filtration à travers le substrat (D) formé par des mâchefers permet un abattement efficace de la charge polluante physico-chimique.

En perspectives, nous proposons de procéder à une filtration des lixiviats sur une colonne pluri-strate, formée essentiellement par des couches de sciures de bois, de sols argileux et des mâchefers, de granulométries bien choisies, intercalées par adsorbant naturels ou industriels de pH acide, et ce pour leur efficacité et leur simplicité de mise en œuvre, pour mieux répondre aux normes de rejet en vigueur. Dans ce sens les adsorbants utilisés dans cette étude font encore l'objet de plusieurs analyses plus spécialisées au niveau nationales et internationales. Ces analyses en cours, pourraient nous donner des nouvelles perspectives.

Finalement, l'élaboration de technologies utilisant des coproduits organiques comme les sciures de bois et minérale comme les mâchefers dans le traitement des lixiviats fait partie des innovations intéressantes pour l'avenir. En effet, cela permet de donner une seconde vie à des déchets auparavant jetés. Par contre, l'usage de support organique nécessite encore des études afin d'optimiser les traitements et tester d'autres supports au potentiel épuratif appréciable et trouver des configurations et combinaisons possibles entre ces supports afin d'améliorer leurs rentabilités.

Références

1. Smahi D., Fekri A., El Hammoumi W., *International Journal of Geosciences*, 4 (2013) 202-211.
2. Ben Abou M., El Haji M., Zemzami M., Fadil F., *Afrique Science*, 10(1) (2014) 171 – 180.
3. Baccini P., Henseler R., Figi H., Belevi H., *Waste Manage. Res.*, 5 (1987) 583–599.
4. Baun A., Ledin A., Reitzel L.A., Bjerg P.L., Christensen T. H., *Water Res.*, 38 (2004) 3845–3858.
5. Schwarzbauer J., Heim S., Brinker S., Littke R., *Water Res.*, 36 (2002) 2275–2287.
6. EL Haji M., Boutaleb S., Laamarti R., Laarej L., *Afrique Science*, 08(1) (2012) 67 – 78.
7. Fekri A., El Mansouri B., El Hammoumi O., Marrakchi C., *IWTJ*, 1(3) (2012) 210-216.
8. Bonin J., Edition Eyrolles Paris, (1986) 2- 30.
9. Desjardins R., Edition de l'école polytechnique de Montréal, (1997).
10. Atkins P. W., Chimie Physique 6 Édition, (2000) 1015.
11. Cardot C., Ellipses, Paris, (1999) 247.
12. Crini G., *Bio-resource Technol.*, 9(7)(2006) 1061 -1085.
13. Mohan D., Singh K.P., Singh V. K., *J. Hazard Mater.*, 152 (2008) 1045- 1053.
14. Berezkin V. G., Drugov Y. S., *Journal of chromatography library*, 49 (199) 1-211.
15. Devi R., Singh V., Kumar A., *Bioresource Technol.*, 99 (2008) 1853-1860.
16. Daifullah A.A.M., Girgis B.S., Gad H.M.H., *Materials Lett.*, 57 (2003) 1723-1731.
17. Han R., Yu W., Zou W., Shi J., Liu H., *J. Hazard. Mater.*, 141 (2007) 713- 718.
18. Estevinho B.N., Ribeiro B., Alves A., Santos L., *Chem. Eng. J.*, 136 (2008) 188-194.

19. Rodier J., 7ième Edition. Dunod, Paris, France, (1984).
20. APHA, AWWA, WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th edition, (1995).
21. AFNOR, Recueil des normes françaises, (1997).
22. Bonneau M. et Souchier B., Pédologie, Tome 2, Editions Masson, Paris. Milan, (1994).
23. Chassé C. & Glémarec M., J. Rech. *Océanogr*, 1(3) (1976) 1-18.
24. Thurman E.M. and Malcolm R.L., *Environ. Sci. Technol.*, 15(4) (1981) 463-466.
25. Kalbitz K., and Geyer S., *Org. Geochem.*, 33(3) (2002) 319-326.
26. Croué J.P., Benedetti M.F., Violleau D., Leenheer J.A., *Environ. Sci. Technol.*, 37(2) (2003), 328-336.
27. Schlumpf J.P., Trebouet D., Quemeneur F., Maleriat J.P., Jaouen P., *Revue des sciences de l'eau*, 14/2(2001) 147-155.
28. Amokrane A., Thèse de doctorat, Lyon University - INSA, France, (1994) 286.
29. Beaumont S., Camard Jean-Philippe, Lefranc Agnès, chargés d'études à l'ORS et Franconi Antoine, chargé d'études à l'IAURIF, (1998).
30. Renou S., Poulain S., Gagnaire J., Marrot B. et Moulin P., L'Eau, L'Industrie, Les Nuisances, 310 (2008).
31. Arrizabalaga P., Eaux Léman contre pollut, compagne 1996, 1997, 203-225.
32. Blaky N.C., *Appl. sci.*, 3 (1992) 17-34.
33. Khattabi H., Aleya L., Mania J., *Revue des sciences de l'eau*, 15/1 (2002) 411-419.
34. Chandler A.J., Eighmy T.T., Hartlèn J., Hjelmar O., Kosson D.E., Van der Sloot H.A., Velhove J., Amsterdam, Elsevier, (1997) 974.
35. Zoubaïr C., Malaïch M., Ould Touil M., Badaoui M.O., Cercle de Fès et de Séfrou, Rapport: Classement des sols, (1989)
36. El Fadel. H., Merzouki. M., Faouzi. M., Laamayem. A., Najem. M., Benlemlih. M., *Journal of Biotechnology Letters*, 4(1) (2013) 51.
37. Philipponnat. G., Hubert. B., Fondations et ouvrages en terre. Eyrolles, (2000).
38. Cittanova.J.P., Faculté des sciences de l'université de Grenoble, (1970).
39. Schlosser. F., Presses de l'école nationale des ponts et chaussées, (1988).
40. Caillère, S., Hélin, S., Rautureau. M., Minéralogie des argiles. Vol 1 : structure et propriétés physico-chimiques. Masson, (1991).
41. Stengel P., Douglas J.T., Guérif J., Goss M.J., Monnier G., Cannell R.O., *Soil & Tillage Research*, 7 (1984) 279-288.
42. Bissonnais Y., Cros-Cayot S., Gascuel-odoux C., *Agronomic*, 22 (2002) 489-501.
43. Voahangy T. R., Mémoire de fin d'étude ESPA, (2005).
44. MEMEE, Ministère de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement, Secrétariat d'Etat chargée de l'eau et de l'environnement, Royaume du Maroc. Rapport : Diagnostic de la biodiversité marine du rif central et orientations de gestion, (2009).
45. Bouhnik B., Université Kasdi Merbah Ouargla, (2007).
46. Bryant P.S., Petersen J.N., Lee J.M., Brouns T.M., *Appl. Biochem. Biotechnol*, 34135(1992) 777-788.
47. Ajmal M., Rao R.A.K., Siddiqui B.A., *Wat. Res*, 30(6) (1996) 1478-1482.
48. Ajmal M., Khan A.H., Ahmad A., *Wat. Res*, 32(10) (1998) 3085-3091.
49. Holan Z.R., Volesky B., *Biochem. Biotechnol*, 53(1995)133-146.
50. Chatterjee. S., Asthana R. K., Tripathi A. K., Singh S.P. *Biochem*, 31 (5) (1996) 457- 462.
51. Shukla S.R., Sakhardande V .D., *Polymer Sci*, 41 (1990) 2655-2663.
52. Morita M., Higuchi M., Sakata I. *Polymer Sci*, 34 (1987) 1013-1023.
53. Vaishya R.C., Prasad S.C., *J. Environ. Protection*, 11(4) (1991) 284-289.
54. Ozenda P., Flore du Sahara. Paris : Éditions du CNRS, (1983).
55. Lerouxel O., Cavalier D. M., Liepman A. H., Keegstra K., *Plant Biology*, 9 (2006) 621-630.
56. York W. S., O'Neill M. A., *Plant Biology* 2008, 11, 258-265.
57. Baydoun E.A.H., Waldron K. W., Brett C. T., *Biochemical Journal*, 257 (1989) 853-858.
58. Zouboulis A.I., Chai X. L., Katsoyiannis I. A., *Journal of Environmental Management*, 70 (2004) 35-41.
59. Hamidi A. A., Salina A., Mohd. N. A., Faridah, A.H. A., Mohd. S. Z., *Bioresource Technology*, 98 (2007) 218-220.
60. Bruno G., Thèse de doctorat de l'université de Poitiers, Poitiers. France, (1993).
61. Mazet M., Yacoubi A., Lafrance P., *Wat. Res*, 22(10) (1988) 1321-1329.
62. Dusart O., Mazet M., Souabi S., Yacoubi A., *Tribune de l'eau*, 3 (42) (539) (1991) 29-34.
63. Arheimer B., Andersson L., Lepisto A., *J. Hydrol.*, 179 (1996) 281-304.
64. Sharp J.H., Beauregard A.Y., Burdige D., Cauwet G., Curless S. E., Lauck R., Nagel K., Ogawa H., Parker A. E., Primm O., Pujo-Pay M., Savidge W. B., Seitzinger S., Spyres G., *Mar. Chem*, 84(2004)181-193.
65. Badr E.S.A., Achterberg E.P., Tappin A.D., Hill S.J., Braungardt C.B., *Trac-Trend Anal. Chem.*, 22(11) (2003) 819-827.

(2014) ; <http://www.jmaterenvironsci.com>