

LES BARRIÈRES PASSIVES DE CET EN SOLS SABLO-BENTONITIQUES

Fouad GHOMARI, Abdelillah BEZZAR, Chahrazad ABDELLAOUI

Laboratoire Eau et ouvrages dans leurs environnements (EOLE), Département de Génie Civil, Faculté de Technologie, Université Aboubakr Belkaid – Tlemcen, BP. 230 Tlemcen 13000 Algérie

1. INTRODUCTION

Une des méthodes de gestion des déchets solides adoptée largement dans le monde est l'enfouissement. A cet effet, plusieurs centaines de centres d'enfouissement technique (CET) ont été implantés dans des sites dont le risque de pollution des nappes phréatiques est maîtrisé. Les techniques de drainage et d'imperméabilisation de la barrière étanche utilisées nécessitent une étude préliminaire, permettant d'assurer la protection du sous-sol vis-à-vis de toute infiltration de polluant (figure 1).

En effet lors de la mise en œuvre de la barrière étanche, les ingénieurs compteront beaucoup sur l'efficacité de la barrière passive. Cette dernière est souvent constituée de sols argileux qui sont sensés empêcher ou du moins limiter le passage des composés toxiques vers les nappes souterraines. En plus de son caractère imperméable ($<10^{-9}$ m/s), la barrière doit assurer la rétention des éléments contaminants à long terme et ne doit pas les remobiliser lors d'éventuels changements des conditions physico-chimiques du milieu.

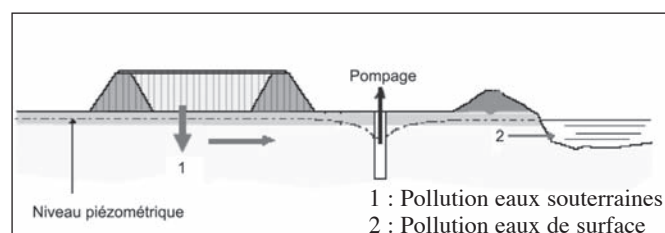


Figure 1 : Pollution des ressources en eau en absence de la barrière passive

Nous examinerons plus particulièrement dans cet article la possibilité d'utiliser un sol sablo-bentonitique à la place d'un sol argileux et nous étudierons le comportement du plomb, du cadmium et du zinc (éléments présents en abondance dans les déchets) qui présentent un niveau de toxicité élevé pour l'écosystème.

2. CARACTÉRISATION DES MATÉRIAUX

Le premier matériau sélectionné pour cette étude est un sable marin. C'est un sable naturel roulé, composé d'une frange importante de silice (quartz) Photo 1.

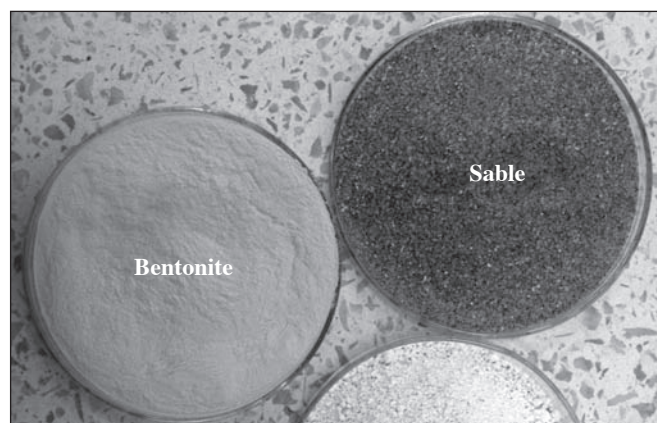


Photo 1 : Sols testés

Afin d'éliminer autant que possible les particules solubles, le sable a été immergé dans l'eau pendant 24 heures puis séché jusqu'à aboutir à un poids constant (voir figure 2). La distribution granulométrique est présentée sur la figure 3, le caractère granulométrique du sable est pauvre en éléments fins.

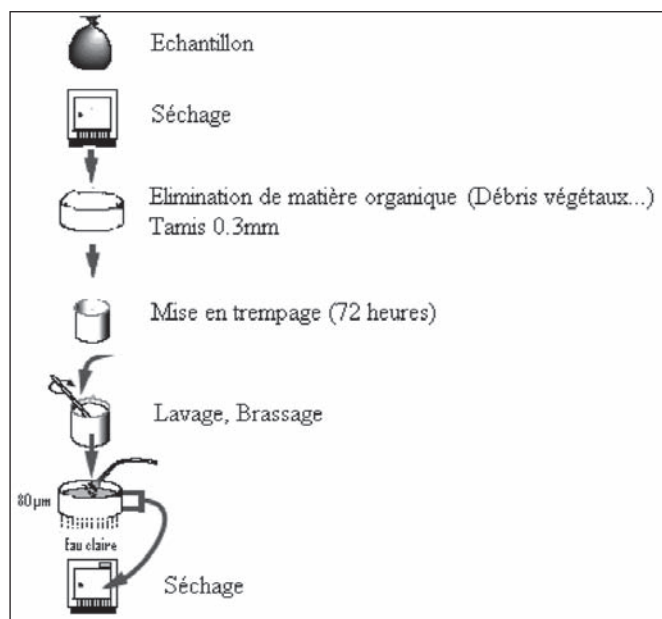


Figure 2 : Cycle de traitement de sable de Terga

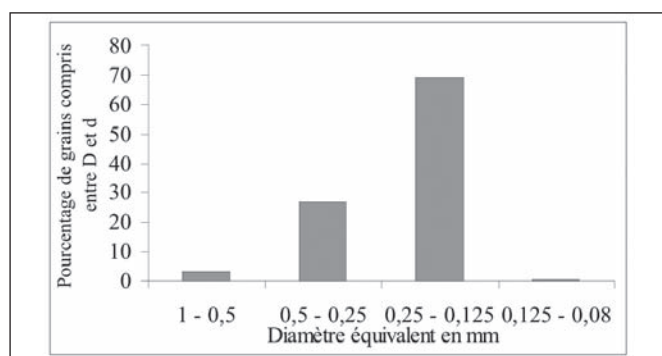


Figure 3. Distribution granulométrique des grains de sable

La fraction granulométrique comprise entre 0,25 et 0,125mm représente 70% de la masse totale du sable, alors que les éléments inférieurs à 80µm n'existent pas. Dans les processus de sorption, ce sont les éléments fins, tels que les argiles, qui assurent les échanges entre la phase solide et la phase liquide [DAN 2002].

Le deuxième matériau sélectionné est un produit industriel. Il s'agit d'une bentonite de forage sodique dont le comportement en milieu aqueux ressemble à celui des fluides thixotropes.

Les résultats de caractérisation des deux matériaux sont consignés sur le tableau 1.

Une analyse chimique effectuée par la spectroscopie de photoélectron X a donné les résultats présentés dans le tableau 2.

L'existence de la charge électrique à la surface de la bentonite influence le comportement d'interaction et joue un rôle important dans la rétention des métaux lourds et leur immobilisation dans la barrière argileuse. Le point isoélectrique, qui est le point de charge nulle (les concentrations de OH^- et H^+ sont égales) diffère pour chaque type d'argile. Dans le cas de la bentonite, le point isoélectrique n'existe pas, par conséquent, les particules bentonitiques sont chargées négativement quel que soit le pH du milieu, voir figure 4.

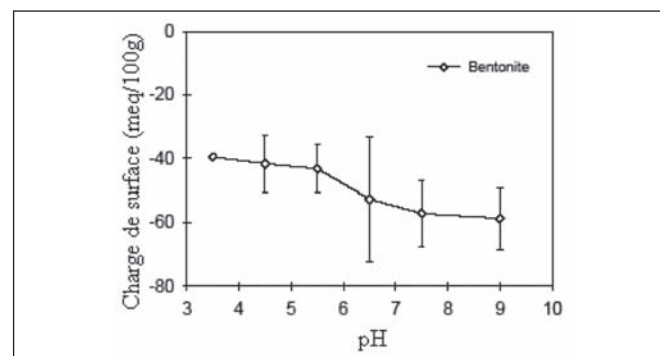


Figure 4. Charge de surface de la bentonite en fonction du pH [ZHO 2003]

	Sable	Bentonite	Référence utilisée
Limite de liquidité (%)	/	230.72	NF P 94-051
Limite de plasticité (%)	/	51.51	NF P 94-051
Indice de plasticité (%)	/	179.21	NF P 94-051
Masse volumique des grains solides (Kg/l)	2.62	2.65	NF P 94-054
Matière organique Perte au feu (%)	3.43	2.75	[MAG, 2000]
Surface spécifique (m^2/g)	/	579.76	NF P 94-068
Carbonate de calcium (%)	44.14	19.45	Calcimètre BERNARD
Coefficient de friabilité (%)	13.2	/	NF P 18-572

Tableau 1. Caractéristiques physico-chimiques du sable et de la bentonite

Espèces	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	Na ₂ O	K ₂ O	TiO ₂	SO ₃	Rb ₂ O
%	58.455	17.143	4.589	1.078	4.364	7.532	5.512	0.314	0.221	0.107

Tableau 2. Composition chimique de la bentonite

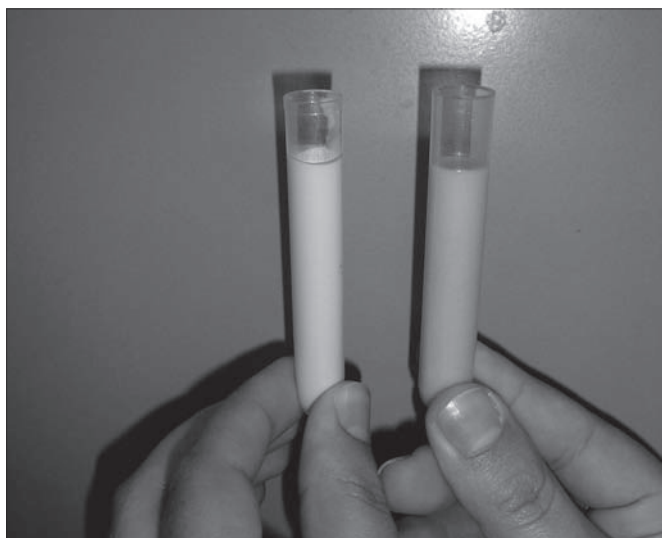


Photo 2 : Sol-solution avant centrifugation

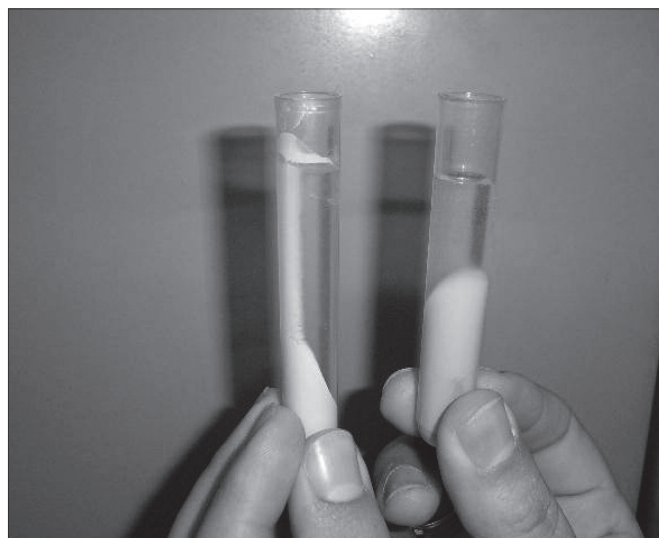


Photo 3 : Après centrifugation

Le pouvoir d'adsorption de la bentonite est démontré par la réalisation des tests en batch au laboratoire. Dans un réacteur fermé, nous avons mis, en contact avec les solutions métalliques une quantité de bentonite. Le système est parfaitement agité pour assurer une dispersion complète de la masse solide pendant une durée estimée à 24 heures, et par la suite centrifugé pour séparer la phase liquide de la phase solide. Le rapport solide/liquide utilisé pour l'essai est égal à 1/10 (g/ml).

Les solutions métalliques utilisées contiennent principalement le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et le zinc (Zn) (Photo 4), et sont préparées à partir des sels suivants :

- Nitrate de plomb Pb (NO₃)₂
- Nitrate de cadmium Cd (NO₃)₂.4H₂O
- Nitrate de zinc Zn (NO₃)₂.6H₂O



Photo 4. Les solutions métalliques en plomb ; cadmium et zinc

Le processus d'adsorption est déterminé par la représentation des isothermes d'adsorption. Les données expérimentales sont ajustées par deux modèles mathématiques : modèle linéaire et celui de Freundlich. Le modèle de Freundlich est le modèle non linéaire (loi parabolique) le plus ancien et le plus largement utilisé [BLA 2000]. Dans l'essai en batch, les réactions tendent à atténuer le taux de concentration de la phase liquide. La mesure de la concentration se fait dans la partie liquide obtenue par centrifugation et filtration de la suspension.

Selon le bilan massique de l'espèce chimique, la quantité de l'élément métallique retenue (Cs) par la matrice solide est calculée comme suit :

$$C_s = \frac{(C_i - C_e)}{M_s} \times V \quad [1] \text{ Avec}$$

C_i : Concentration initiale en élément métallique,
 C_e : Concentration à l'équilibre en élément métallique,
 V : Volume de la solution métallique introduite dans le réacteur,
 M_s : Masse sèche du sol.

3. ESSAIS ET RÉSULTATS

Le mode opératoire décrit dans cet article, constitue une première approche expérimentale qui vise à observer l'évolution d'un panache de pollution à travers un sable traité par la bentonite, homogénéisé et compacté au seuil de perméabilité requis dans les travaux d'étanchéité des barrières des centres d'enfouissement technique. La méthodologie a pour objet de mettre en œuvre des éprouvettes contenant un mélange de sable+bentonite compac-

tées au dessus de l'optimum Proctor et saturées d'eau distillée.

Dans un premier temps, les isothermes d'adsorption (fig. 5) qui présentent l'évolution de la quantité du métal fixé (C_s) en fonction de la concentration en ion métallique à l'équilibre (C_e) sont déterminés. Les résultats montrent que le plomb, le cadmium et le zinc ont une affinité importante vis-à-vis de la matrice argileuse avec une préférence pour le zinc.

Le tableau 3 donne les paramètres d'interaction de l'espèce chimique avec la matrice solide. Les deux modèles choisis pour la description des isothermes d'adsorption révèlent une bonne corrélation ($R^2 > 0,80$).

	Linéaire		Freundlich		
	R^2	K_d	R^2	K_f	N
Plomb	0.843	1641.23	0.835	1515.72	1.10
Cadmium	0.844	161.73	0.818	127.22	1.08
Zinc	0.90	11705.37	0.951	19691.01	1.38

Tableau 3. Paramètres des isothermes d'adsorption linéaire et Freundlich pour la bentonite

Les paramètres de compactage sont mesurés par l'essai Proctor normal. L'application des chocs contribue à la restructuration et l'arrangement des grains solides à une densité élevée afin que sa perméabilité ait une valeur très faible. La figure 6 présente les courbes de compactage de deux mélanges de sable à différents pourcentages de bentonite (6% et 7%).

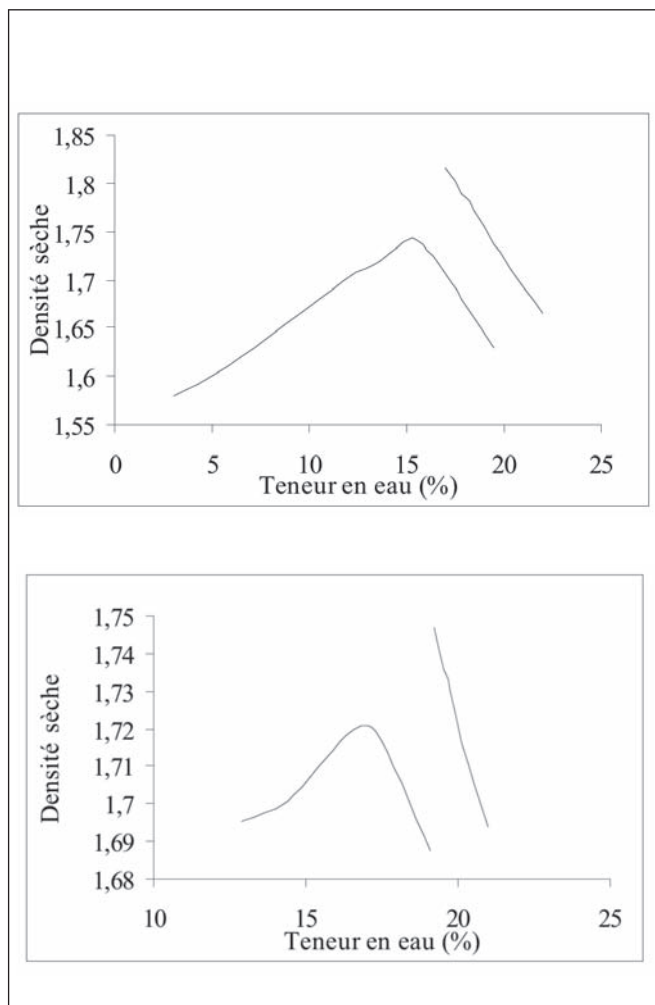


Figure 6. Courbes de compactage des deux mélanges (sable + bentonite).

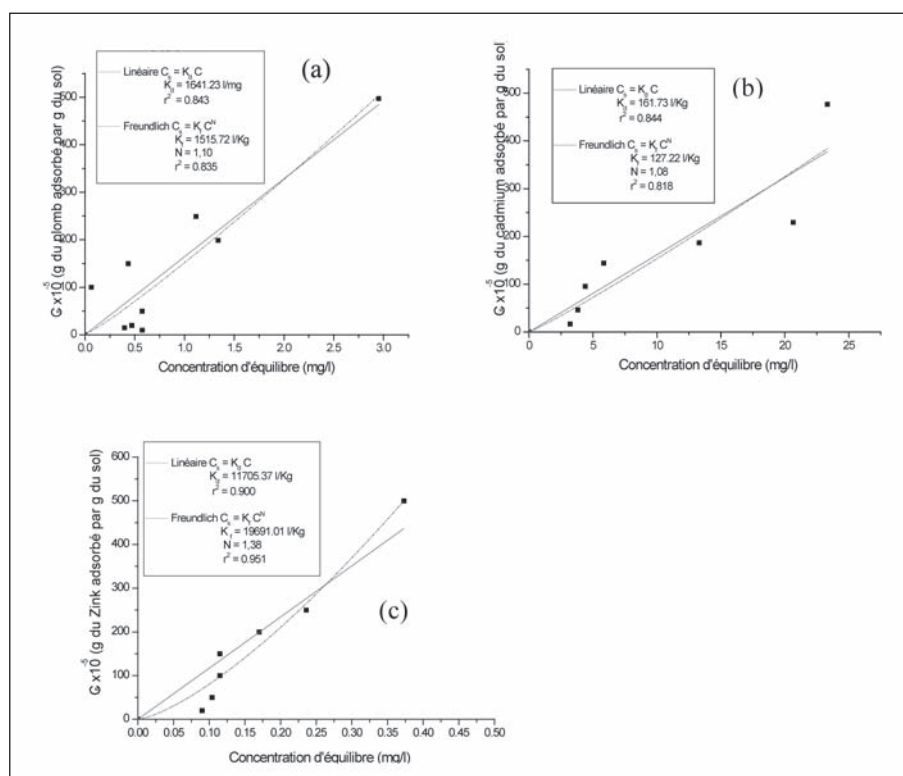


Figure 5. Isothermes d'adsorption (a) Plomb, (b) Cadmium, (c) Zinc.

L'essai de perméabilité est réalisé à l'aide d'un perméamètre à paroi rigide et à charge variable [ABD 2007]. La teneur en eau de l'échantillon mis à l'essai est de 4% au dessus de l'optimum proctor. Sur le tableau 4 sont données les valeurs du coefficient de perméabilité.

	B/S = 6%	B/S = 7%
Coefficient de perméabilité K (m/s)	$1.11 \cdot 10^{-8} (w_{opt} + 4\%)$	$4.311 \cdot 10^{-9} (w_{opt} + 4\%)$

Tableau 4. Valeur du coefficient de perméabilité

Les caractéristiques optimales de compactage ainsi que le coefficient de perméabilité ont servi de base à confectionner les éprouvettes soumises aux essais de lixiviation en mode colonne. Les éprouvettes ainsi préparées ont les mêmes dimensions que le moule Proctor. Après compactage et saturation en eau distillée pendant deux mois et demi, les éprouvettes sont alimentées en solution métallique de concentration égale à 500 ppm. Chaque semaine une quantité de lixiviat est prélevée du réservoir afin d'évaluer la variation de la concentration dans le temps Photo 5.

La figure 7 présente les profils d'évolution des concentrations en élément métallique dans le réservoir.

Dès la première semaine de contact sol-solution, la concentration s'est atténuée d'environ 99%. La diffusion de l'élément métallique, du fait d'un gradient de concentration, se fait très rapidement, ensuite, l'évolution de la



Photo 5 : Prélèvement du lixiviat dans le réservoir

concentration dans le temps devient faible, voir stable. En fin d'expérience, les colonnes sont découpées en plusieurs tranches d'une épaisseur égale à 1 cm (Photo 6). Ces tranches sont séchées et homogénéisées (Photo 7) en vue de déterminer la teneur en eau et la concentration en élément métallique adsorbée.

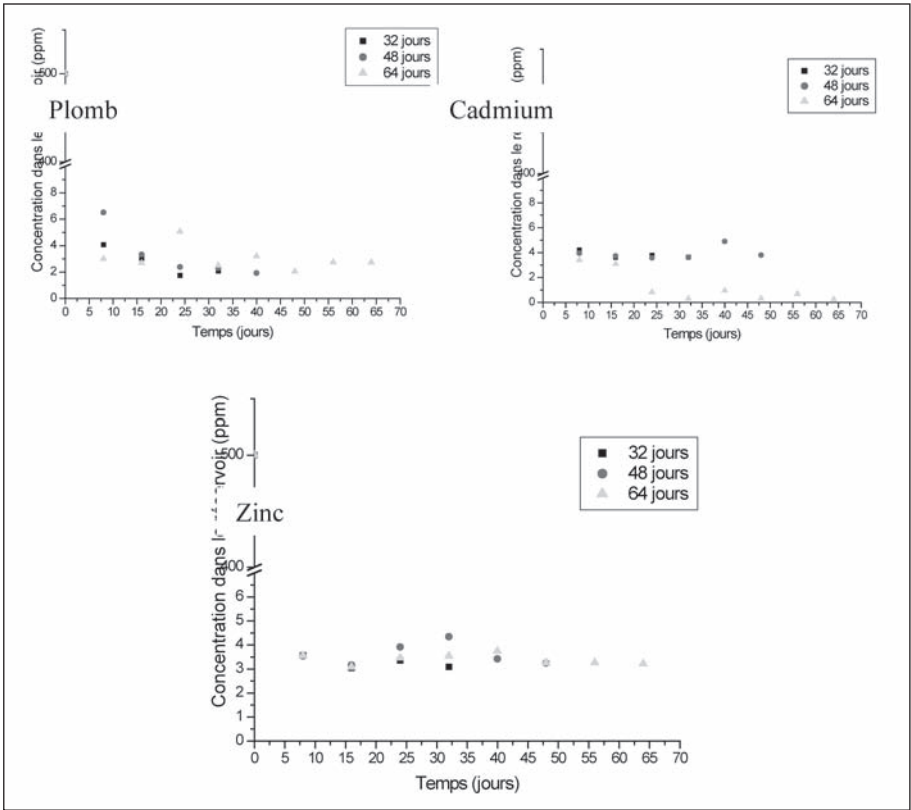


Figure 7. Evolution de la concentration dans le réservoir



Photo 6 : Tranches de sable bentonitique



Photo 7 : Homogénéisation des échantillons après découpage

L'estimation de la concentration métallique dans la matrice solide se fait par la mise en place, en réacteur fermé parfaitement agité, de la fraction solide et l'eau distillée selon le ratio solide/liquide = 1/10. Les mêmes conditions fixées dans les essais en batch seront appliquées. En fait, la concentration déduite par la spectrométrie atomique est celle créée par le milieu du réacteur. Il faut cependant déterminer la concentration réelle qui correspond au milieu naturel du sol dans la colonne. La relation suivante permet d'estimer cette concentration :

$$C_2 = \frac{C_1 \times 10}{\dot{u}} \quad [2]$$

Avec

C_1 : Concentration initiale dans le milieu d'extraction,

C_2 : Concentration réelle dans le vrai milieu,

\dot{u} : Vitesse de filtration

Sur la figure 8, l'allure des profils de concentration reflète les réactions qui se produisent dans le sol. Ces réactions sont principalement liées à la dégradation de l'élément métallique dans les eaux interstitielles.

Dans le cas du plomb, nous observons que l'espèce métallique a tendance à s'accumuler à la surface de la colonne, cet élément chimique est principalement caractérisé par sa faible solubilité et mobilité. En fonction du temps, la décroissance de la concentration se fait uniquement au niveau de la première couche. La superposition des courbes implique que l'essentiel des réactions a eu lieu dans les premiers instants.

Les profils de concentration du cadmium et du zinc présentent une similarité. Le cadmium et le zinc qui ont des propriétés chimiques assez proches sont considérés comme mobiles par rapport au plomb. Entre 32, 48 et 64 jours, les réactions ne cessent pas de croître assurant ainsi une fixation supplémentaire de l'élément métallique.

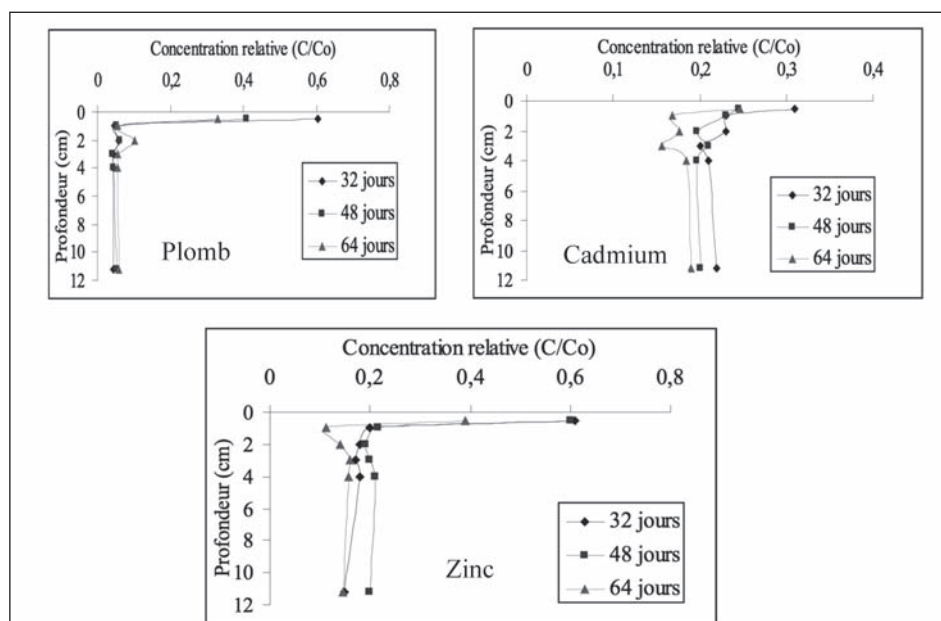


Figure 8. Evolution de la concentration dans le profil des mélanges

Même si le taux d'atténuation de l'espèce toxique est de l'ordre de 75% par rapport à la concentration initiale, les performances de la barrière étanche doivent être vérifiées à long terme, dans la nature, car le pH, la salinité du milieu et la température sont parmi les facteurs qui affectent les processus d'échange sol-solution.

4. CONCLUSION

Les sols argileux sont ubiquistes à la surface de la terre, leurs propriétés bien particulières liées à la faible perméabilité, à la structure en feuillets et à la charge négative justifient leur emploi comme barrières étanches. La bentonite, qui est une argile très gonflante ($W_L = 230\%$) peut être utilisée comme matériau additif pour le traitement des sols très perméables (sable de Terga). Un ajout de 7% de la bentonite à la masse totale du sable a permis une augmentation significative du coefficient de perméabilité.

Les profils de concentration ont montré que la propagation du panache de pollution se fait rapidement, une diminution de l'ordre de 99% de l'espèce chimique s'est produite après une semaine de contact sol-solution.

Les particules du sol qui jouent le rôle d'un filtre ont montré leur capacité à retenir les éléments polluants. Une atténuation de 75% est atteinte pour une concentration initiale de l'élément métallique de 500 ppm.

Nous concluons que la protection des ressources en eau contre le flux diffusif des lixiviats de type métallique, même à haute concentration, est envisageable, à condition que la sélection du matériau ainsi que des techniques de compactage et d'imperméabilisation de la barrière passive soit faite de manière ingénieuse.

5. BIBLIOGRAPHIE

[BLA 2000] Blanchard C., Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les

sols pollués, Thèse de doctorat en Sciences et techniques du déchet, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 2000.

[ABD 2007] Abdellaoui C., Etude des phénomènes d'adsorption et de diffusion des métaux lourds dans les sols argileux -Application aux sites de décharges- Mémoire de Magister en Génie Civil, Université AbouBekr Belkaid, Tlemcen, Algérie, 2007.

[DAN 2002] Dange C., Etude du comportement des éléments traces en milieu estuarien : approche expérimentale et modélisation ; Thèse de doctorat en chimie, Université de Reims Champagne-Ardenne, 2002.

[MAG, 2000] Magnan J. P., *Mécanique des sols et des roches*, Ecole nationale des ponts et chaussées, France, 2000.

[MATE 2000] Rapport sur l'état et l'avenir de l'environnement, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, Algérie, 2000.

[MOU 2002] Mouhouche B., L'eau et son impact sur la biodiversité, Plan d'Action et Stratégie Nationale sur la Biodiversité, Projet ALG/97/G31, TOME VI, Algérie, 2002.

[SCH 1988] Schackelford C. D., Diffusion of inorganic chemical waste in compacted clay, Thèse de doctorat en philosophie, University of Texas, Austin, E.U., 1988.

[SIV 1996] Sivapullaiah P. V., Sridharan A. and Stalin V. K. «Swelling behaviour of soil-bentonite mixtures», *Can. Geotech. J.*, Vol 33 808-814, 1996.

[ZHO 2003] Zhou P., Clay landfill liners subject to variable interfacial redox and pH conditions, heavy metal and clay interactions, M.S., Southeast University, China, 2003.

- Essais de reconnaissance des sols -Géotechnique-, Association Française de Normalisation (AFNOR) et Comité Français de Mécanique des sols et des fondations (CFMS), 1999.