

MODÉLISATION DU COMPORTEMENT À LONG TERME DE DÉCHETS INDUSTRIELS ULTIMES STABILISÉS CONFINÉS DANS UN STOCKAGE

H. Billard, A. Bouchelaghem, B. Côme, P. Viennot*
France Déchets, Inertec, Antea (groupe BRGM), École des mines de Paris - CIG

Le comportement à long terme des stockages de résidus industriels ultimes fait l'objet de travaux de modélisation incluant un terme source, constitué par des produits stabilisés et un terme transfert, constitué par une barrière argileuse servant d'écran passif entre les déchets et un aquifère circulant sous le stockage. Les éventuelles émissions provenant du déchet stabilisé sont représentées par une diffusion d'ions non retardés tels que les ions chlorures. Les transports de polluants, au travers de la barrière cumulent l'ensemble des moteurs du transport en milieu poreux à savoir, la convection, la diffusion et la dispersion. Les mécanismes d'échanges d'ions sont également pris en compte sous forme d'adsorption instantanée et réversible.

Les premiers résultats de simulation mettent en évidence l'influence propre de la stabilisation, du mode de stockage, des phénomènes d'interactions géochimiques de la barrière argileuse et de la qualité de l'aquifère sous-jacent. De plus, ces premiers calculs sur des espèces non retardées (de type chlorure) montrent qu'il devrait être toujours possible de trouver une ou plusieurs combinaisons du système « déchet stabilisé-barrières actives-barrières passives » telles que les critères de sûreté soient constamment vérifiés (potabilité des eaux des aquifères sous-jacents par exemple).

The long term behaviour of ultimate industrial waste was modelled by considering a « source term » made of stabilized waste, and a « transfer compartment » consists of a clay layer acting as a passive barrier between the waste and the aquifer underlying the disposal site. The possible pollutant release from the stabilized waste is accounted for via the diffusion of non-sorbed species, so as chloride ions. The transfer of these pollutants through the clay barrier is the result of the complete set up transport mechanisms through porous media, i.e. convection, diffusion and dispersion. Ion-exchange phenomena inside the clay barrier are also taken into account by instantaneous reversible adsorption mechanism.

The first results of this modelling work highlights the respective influences of the waste stabilization, the disposal lay-out, the geochemical interaction phenomena within the clay barrier, and the properties of the underlying aquifer. Furthermore, this first set of calculations about no-retarded species (chloride ions) show that it should be possible, in all cases, to select appropriate combinations for the « stabilized waste + active barriers + passive barriers » system so that safety criteria (such as drinking water quality standards for the aquifer underlying the disposal site) can be met at any time.



Figure 1 : Nouvelle conception de stockage répondant aux exigences réglementaires

INTRODUCTION

Cadre général des travaux

La France a adopté, depuis 1992, de nouvelles dispositions techniques imposées par la réglementation pour le stockage des déchets industriels spéciaux ultimes :

- une sélection des déchets ;
 - la stabilisation des déchets ultimes ;
 - une barrière active - toit mobile, drainage et géomembrane ;
 - une barrière passive - 5 mètres à perméabilité (K) de 10^{-9} m/s.
- France Déchets, principal opérateur industriel pour l'exploitation de centres de stockage, a souhaité, pour exercer pleinement sa responsabilité d'acteur, évaluer le niveau de sécurité que confèreraient ces nouvelles dispositions pour la protection de l'environnement.

Une étude de modélisation des transferts potentiels, en provenance de tels stockages sur les milieux récepteurs, et à long terme, a donc été entreprise dans le cadre d'un programme Eureka baptisé Sitinert. Les résultats attendus visent à simuler les émissions de polluants éventuels que le stockage émettrait à travers la barrière passive jusqu'à l'aquifère :

- en pondérant l'influence respective des différentes barrières composant le stockage en régime normal et défec-tueux ;
- en scénario de non fonctionnement de la couverture induisant une lixiviation maximum des déchets stabilisés.

Configuration étudiée

La figure 2 présente le principe général retenu dans cette étude.

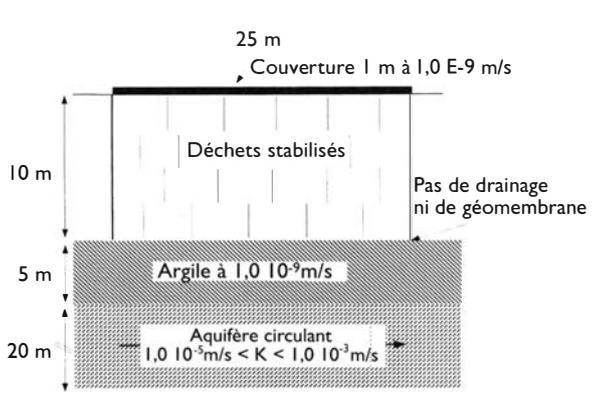


Figure 2 : Principe général

Les travaux ont été respectivement réalisés par :

- Inertec : étude du comportement du terme-source ;
- Antea (groupe BRGM) et l'École des mines de Paris (Centre d'informatique géologique) : modélisation des transferts dans la barrière géologique.

MODÉLISATION DU COMPORTEMENT DU TERME SOURCE

Matériaux et méthodes

Le comportement à la lixiviation des déchets stabilisés et solidifiés est un paramètre essentiel pour la compréhension de leur comportement à long terme. Il a pu être démontré que le comportement à la lixiviation pouvait être étudié grâce à un appareillage inspiré du test Soxhlet, adapté aux matrices cimentaires. Il consiste à soumettre un échantillon de forme monolithique à un flux d'eau distillée, formé par évaporation d'une source constante. L'appareil a été modifié de manière à ce que la température de la solution de contact soit inférieure à 20°C alors qu'elle est voisine de 100°C dans un Soxhlet classique.

Ce test permet de faire passer en continu un volume d'eau très important sur le solidifié. On fait ainsi passer sur ce dernier un volume égal à près de 100 fois sa masse en 24 h. Les premiers essais de lixiviation longue durée avec cet appareil ont été effectués sur des échantillons de REFIOM (Résidus d'Épuration des Fumées d'Incinération d'Ordures Ménagères) stabilisés. Ils ont permis de montrer que le passage en solution des différentes espèces présentes dans la matrice n'était pas commandé par les mêmes mécanismes selon qu'il s'agissait d'éléments solubles ou de métaux lourds.

Lixiviation des différentes espèces

Éléments solubles

Pour les espèces les plus solubles, la mise en solution est manifestement due à la diffusion moléculaire. La migration se fait dans la porosité de la matrice. Les courbes de lixiviation cumulée en fonction du temps pour la fraction soluble (FS), les chlorures et le lithium (introduit comme traceur), s'alignent parfaitement sur des droites de pente 1/2 en diagramme logarithmique conformément au modèle diffusionnel (figure 3).

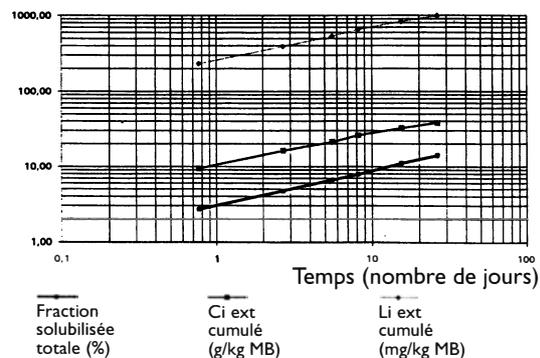


Figure 3 : Lixiviations cumulées des espèces solubles : fraction soluble, chlorures et lithium

Tableau 1 : Coefficients de diffusion apparents

	Cl	Li	FS &
D (m ² /s)	$4,7.10^{-12}$	$3,9.10^{-12}$	$7,1.10^{-12}$

Les coefficients de diffusion apparents déduits des essais sont cohérents entre eux et permettent de conclure à une migration très lente des éléments solubles au sein de la matrice du déchet stabilisé.

Métaux lourds

Pour les métaux lourds, en particulier le plomb et le zinc, les essais de lixiviation montrent que leur mise en solution n'est pas simplement liée à la diffusion.

L'apparition de précipités montre bien que la mise en solution des métaux lourds est complexe. En effet, il ne s'agit pas seulement d'équilibres chimiques simples (ex. dissolution-précipitation d'hydroxydes en fonction du pH) mais aussi d'échanges entre la phase liquide interstitielle et des phases minérales constituant la matrice (ex. apport de silice).

Des essais et des études sont actuellement en cours pour comprendre et modéliser le comportement à la lixiviation des métaux lourds.

Autres grandeurs caractéristiques des déchets ultimes stabilisés

Résistance mécanique

– Résistance à la compression (R_c) : il a été observé que la cinétique de réaction est assez lente, elle ne débute qu'après une à deux semaines de maturation et évolue de façon asymptotique. Elle est plus lente que dans les bétons classiques. L'asymptote peut atteindre 20 MPa.

– Résistance à la traction (R_t) : l'allure des courbes d'évolution est de même nature que celles obtenues pour les R_c . L'asymptote qui peut être atteinte se situe au 1/10^e de celle obtenue pour les R_c .

Perméabilité à l'eau

Le perméamètre utilisé pour cette mesure a été de type à membrane. Les REFIOM stabilisés étudiés étaient âgés de 28 et 90 jours. La perméabilité des mélanges solidifiés est très faible et de l'ordre de $2 \cdot 10^{-11}$ m/s.

Porosité

La porosité évolue selon la durée de maturation (recristallisation d'hydrates). Elle est évaluée par séchage à 100°C. Les valeurs mesurées sont comprises entre 22 % et 25 % de la masse totale de l'échantillon.

A 50°C, la teneur en eau est en revanche de 12 % à 15 %.

MODÉLISATION DES TRANSFERTS DANS LES MILIEUX GÉOLOGIQUES

Méthode

De manière à évaluer le rôle respectif des différents composants du système géologique (couche d'argile et aquifère sous-jacent) dans la sûreté du concept Sinitert, un certain nombre de modélisations simples ont été réalisées afin de permettre de faire varier un grand nombre de paramètres descriptifs du système.

Le scénario retenu est celui présenté sur la figure 2 :

- percolation d'eau de pluie à travers la couverture de l'édifice ;
- lixiviation, par flux vertical, des déchets solidifiés stockés ;
- infiltration progressive de ces lixiviats dans les barrières artificielles et dans le substratum argileux naturel ;
- percolation des lixiviats jusqu'à un aquifère sous-jacent, dilution et transport à distance du panache de polluant ainsi créé.

L'ensemble de ces processus a pu être simulé numériquement par le code de calcul aux éléments finis Metis, mis au point et développé par le Centre d'Informatique Géologique de l'École des Mines de Paris.

Configuration retenue

Un certain nombre de simplifications ont été volontairement adoptées de manière à obtenir des estimations majorantes des éventuels transports. En particulier :

- le terme-source a été assimilé à une lame liquide de lixiviats reposant directement sur les barrières (absence de couverture) ;
- cette lame est supposée contenir une concentration constante, C_{max} , de polluants non spécifiés ;
- l'interaction physico-chimique des polluants avec le milieu argileux est prise en compte sous la forme du concept élémentaire du coefficient de partage entre solution et matrice argileuse, ou « K_d », permettant de calculer un coefficient de retard R (qui s'introduit comme un coefficient multiplicateur de la porosité et qui modifie donc la vitesse apparente de déplacement) ;
- l'aquifère sous-jacent à l'argile est dépourvu de propriétés d'interaction physico-chimique vis-à-vis des polluants ;
- les milieux argileux et aquifères sont saturés, continus et homogènes.

Dans les simulations, les polluants sont transportés selon les lois du transfert de solutés en milieu poreux. Trois mécanismes de transfert sont considérés :

- a) la convection, ou entraînement d'éléments en solution par le mouvement du fluide qui les contient ;
- b) la diffusion moléculaire, responsable d'un transfert de particules de zones à fortes concentrations vers des zones à concentrations plus faibles ;
- c) la dispersion cinématique, phénomène de mélange lié à l'hétérogénéité des vitesses microscopiques d'écoulement au sein du milieu poreux.

Les gammes de valeurs descriptives des différentes grandeurs d'entrée ont été choisies comme raisonnablement représentatives de situations « moyennes », à savoir :

- caractéristiques de la couche d'argile naturelle : épaisseur : 5 m (valeur réglementaire) ; perméabilité : $K = 10^{-8}, 10^{-9}, 10^{-10}$ m/s ; porosité cinématique : $\omega = 20$ % ; gradient hydraulique vertical : 1 m/m ; dispersivité longitudinale : 0,10 m ; dispersivité transversale : 0,05 m ; coefficient de diffusion moléculaire : 10^{-9} m²/s ; coefficients de retard d'espèces non spécifiées : $R = 1, 10, 100$ ($R = 1$ pour un élément non retardé de type chlorure).
- caractéristiques de l'aquifère : épaisseur : 20 m ; per-

méabilité : 10^{-5} , 10^{-4} , 10^{-3} m/s ; gradient hydraulique naturel 0,2 % ; dispersivité longitudinale : 0,5 m ; dispersivité transversale : 0,05 m.

Résultats

Les calculs ont fourni diverses visualisations des phénomènes de transport en particulier des « panaches » de concentration en polluants à différentes dates dont la figure 4 fournit un exemple.

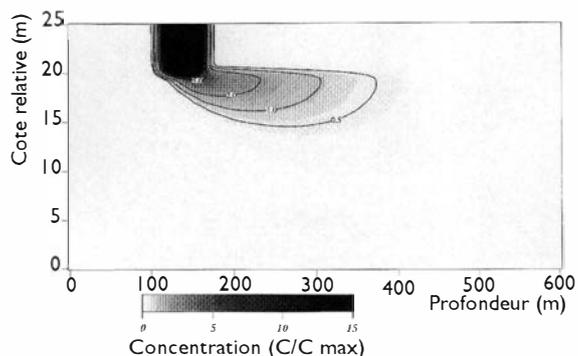


Figure 4 : Courbes d'isoconcentration à T = 30 ans - K aquifère = $1,0^{-4}$ m/s - K argile = $1,0^{-9}$ m/s

Pour synthétiser et faciliter l'application des résultats, nous avons regroupé sous forme de diagrammes synthétiques l'évolution de la concentration moyenne en polluants sur l'épaisseur de l'aquifère, en fonction d'un temps « réduit » (figure 5).

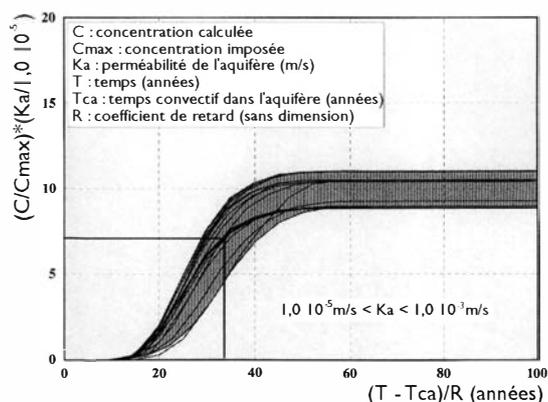


Figure 5 : Évolution de la concentration moyenne calculée dans l'aquifère (5 mètres d'argile à perméabilité équivalente de $1,0 10^{-9}$ m/s)

A titre d'exemple, il est ainsi possible d'évaluer la concentration moyenne en polluant (retardé ou non dans la couche argileuse) dans l'aquifère à 500 m du stockage, après 50 ans de pollution continue ; pour une perméabilité de l'aquifère de 10^{-4} m/s, le temps convectif d'un polluant, lui permettant de parcourir 500 m, est de l'ordre de 16 ans ; le temps « réduit » est de 34 ans et la valeur de la concentration « réduite » est de 7. Cela signifie qu'après 50 ans, on trouvera dans l'aquifère à 500 m du stockage 0,7 % de la concentration maximale en polluant régnant dans le lixi-

viat produit dans le stockage lui-même (compte tenu de la perméabilité de l'aquifère, les valeurs lues en ordonnées sont à diviser par 10).

On notera enfin que l'obtention d'un « palier » horizontal de concentration dans l'aquifère résulte de la condition $C^{\max} = \text{constante}$. Si cette dernière décroît (épuisement du stock), alors la concentration dans l'aquifère décroîtra également.

Discussion

Moyennant un certain nombre d'hypothèses simplificatrices, le rôle des différents phénomènes concourant au transfert de polluants supposés relargués par les déchets a pu être mis en évidence. Il s'avère, en particulier, qu'une estimation correcte de ces transferts nécessite la prise en compte de phénomènes parfois omis, tels la diffusion dans l'argile et la dilution dans les aquifères.

Certaines études en cours de réalisation (simulations en milieu non saturé, effectuées au moyen du code de calcul Marthe - Antea/BRGM), tendent à montrer que les calculs de transfert, effectués en milieu saturé, sont majorant à la fois au niveau des vitesses de transfert ainsi qu'au niveau des concentrations maximales calculées, sans que les ordres de grandeur soient radicalement différents. De plus, des simulations intégrant la discontinuité du milieu argileux (perméabilité, présence de fissures...) montrent que les hétérogénéités doivent être importantes sans quoi l'influence réelle sur les concentrations mesurées dans l'aquifère reste faible.

COUPLAGE DU TERME-SOURCE ET DES TRANSFERTS : APPROCHE PRÉLIMINAIRE

Méthode

De manière à obtenir simplement une estimation majorante des quantités de lixiviats et de leur évolution dans le temps, nous avons associé les deux éléments présentés ci-dessus de la façon suivante :

- le massif de déchets stabilisés est supposé en contact avec de l'eau d'infiltration percolant à travers la couverture du stockage. Par hypothèse, la quantité d'eau d'infiltration sera prise égale à celle pouvant percoler à travers une couverture de perméabilité 10^{-9} m/s sous un gradient de 1, soit environ 31,5 litres d'eau par mètre carré de surface horizontale et par an. Au contact avec le déchet, l'eau se charge en éléments polluants qui sont relargués par le mécanisme diffusif précédemment décrit (cf. figure 6). On ne considérera ici que le cas des chlorures (ion non retardé par les barrières géologiques) ; pour 1 m^3 de déchets stabilisés, soit environ 2 t, 200 kg de chlorures sont alors mobilisables.

- L'eau ainsi chargée en chlorures repose sur la couche d'argile et s'infiltré ensuite dans la barrière argileuse. Connaissant la concentration maximale avant infiltration, il est alors possible d'utiliser les abaques décrivant le transport d'un ion non-retardé pour estimer les concentrations

prévisibles dans l'aquifère sous-jacent. On notera que les éléments de sécurité active (tels une membrane PEHD - PolyÉthylène Haute Densité) ainsi que le système de drainage sont supposés inexistant.

Compte tenu de la perméabilité matricielle extrêmement faible du déchet stabilisé (10^{-12} m/s) il est licite d'admettre qu'il ne peut y avoir contact entre le déchet et l'eau que selon ses limites extérieures.

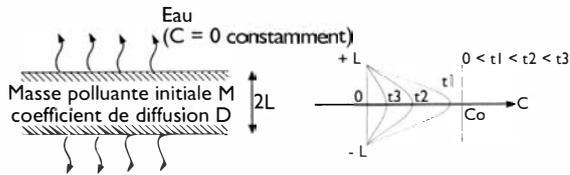


Figure 6 : Modèle diffusif du terme source : schéma de principe et évolution dans le temps des concentrations dans le déchet

– Les calculs présentés considéreront un mètre carré de surface horizontale de stockage, et prennent en compte les deux hypothèses : une couche de déchet stabilisé « monolithique » de 10 m d'épaisseur ; la même couche divisée en 10 sous-couches horizontales, représentation d'un monolithe fissuré dû à son évolution dans le temps.

La figure 7 représente les configurations citées et donne une idée des circulations d'eau envisagées ainsi que des interfaces eau-déchets, où se situe la diffusion des ions chlorures. Ces deux hypothèses extrêmes sont choisies de manière à encadrer la valeur probable des éventuels relargages. Par comparaison, on évaluera le cas où des REFIOM seraient stockés sans stabilisation préalable.

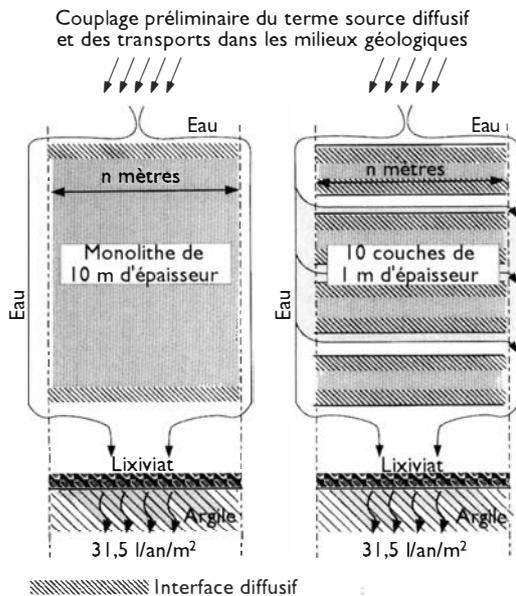


Figure 7 : Différentes géométries prises en compte

Résultats

Déchets monolithiques

Sur chaque mètre carré de stockage repose une couche de 10 m de déchet stabilisé, contenant 2 t de chlorures. La figu-

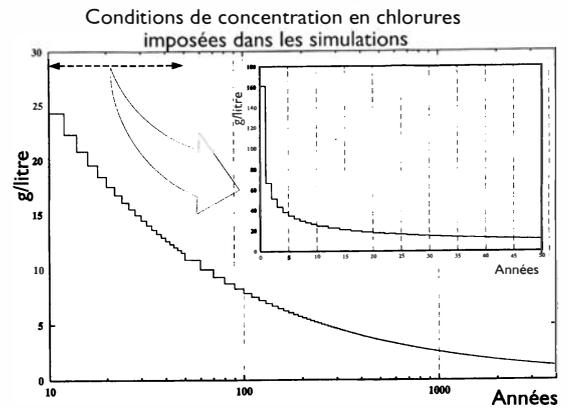


Figure 8 : Concentration dans les lixiviats : déchets monolithiques ($D = 4,0E-12$ m²/s - Épaisseur stock = monolithe de 10 m)

re 8 donne l'évolution de la concentration en chlorures dans le lixiviat produit par les 31,5 l d'eau d'infiltration annuelle par m² : de 160 g/l la première année, cette concentration passe à moins de 20 g/l après 20 ans, environ 8 g/l à 100 ans, 3 g/l après 1000 ans.

Supposant que l'aquifère sous-jacent montre une perméabilité de 10^{-4} m/s, la concentration moyenne dans ce dernier suivra celle du lixiviat/terme-source, avec le décalage d'environ 30 ans mis en évidence par la simulation de transport.

C'est ainsi que la concentration moyenne dans l'aquifère culminera vers 0,25 g/l de chlorures après 40 ans de relargage, pour décroître à 0,08 g/l à 100 ans, 0,03 g à 500 ans (figure 9).

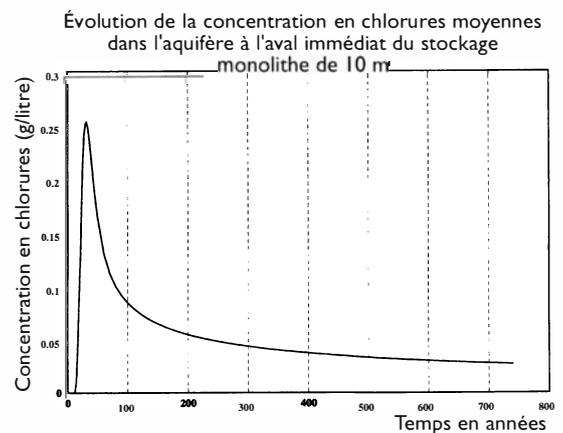


Figure 9 : Évolution de la concentration moyenne calculée dans l'aquifère

Déchets subdivisés en 10 sous-couches, ou fracturés verticalement

Le même calcul peut être effectué en cumulant les 10 relargages de chacune des fractions métriques du monolithe précédent. Comme on peut s'y attendre, la concentration en chlorures dans le lixiviat est plus élevée : d'abord limitée à la valeur de saturation (fixée à 300 g/l dans les simulations) pendant les 10 premières années de relargage, elle

décroît à 120 g/l après 50 ans, 80 g/l à 100 ans, 40 g/l à 400 ans ; le stock de chlorures est à peu près épuisé au bout de 4000 ans.

Dans le même aquifère de perméabilité 10^{-4} m/s, ce lixiviat engendre une concentration en chlorures de 0,8 g/l après 100 ans et encore de 0,4 g/l à 400 ans. La limite de potabilité en chlorures de 0,25 g/l édictée par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), n'est de nouveau respectée qu'après plus de 700 ans de stockage.

REFIOM non stabilisés

Par mètre carré de stockage, on admet que sont entreposés les 2 t de chlorures précédents (soit à peu près 10 t de REFIOM non stabilisés). Ceux-ci se dissolvent de manière à saturer (à 300 g/l environ) les 31,5 l d'eau d'infiltration annuels (soit environ 10 kg de chlorures par an). Il en résulte une durée minimale d'épuisement du stock de l'ordre de 200 ans. Pendant cette période, le lixiviat montre donc une concentration constante en chlorures de 300 g/l, ce qui correspond à une concentration moyenne en chlorures de l'ordre de 3,5 g/l dans l'aquifère à perméabilité 10^{-4} m/s. Après épuisement, la concentration dans le lixiviat tombe à zéro, ce qui se traduira par une chute à zéro de la concentration dans l'aquifère en 30-40 ans supplémentaires.

Remarque : On notera que si la perméabilité de l'aquifère est de 10^{-5} m/s au lieu de 10^{-4} m/s, alors les concentrations moyennes calculées dans cet aquifère seraient 10 fois plus élevées, et ce, quelle que soit la configuration adoptée (stabilisation ou non).

Discussion

Il est clair que les valeurs chiffrées précédemment sont à considérer comme uniquement révélatrices d'ordres de grandeurs, probablement majorants. Elles permettent de tirer quelques enseignements généraux quant au comportement des REFIOM stabilisés mis en stockage (vis-à-vis du relargage des chlorures uniquement) :

- par rapport au REFIOM non stabilisés, la stabilisation joue bien son rôle de barrière active du stockage et évite le relargage concentré de polluants au travers de la barrière passive ;
- une configuration monolithique du déchet stabilisé résulterait en un « débit de fuite » plus faible que dans le cas d'un empilage de petits blocs.

En outre, on peut présumer que l'évolution d'un déchet initialement monolithique aboutira à une configuration finalement plus fracturée. On peut donc admettre, en conservant un degré important de sécurité, que l'on observera, en réalité, un passage progressif des relargages (donc des concentrations) décrits tout d'abord par la courbe de la figure 8, vers des relargages plus importants (avec accélération du débit) après quelques centaines d'années, par exemple. Il est clair enfin, que le rôle principal des dispositifs d'étanchéité-drainage rencontrés dans des installations réelles, sera d'empêcher l'infiltration du lixiviat, aussi longtemps que ce dernier montrera une concentration élevée en pol-

luants. Pour le déchet stabilisé, une efficacité d'une centaine d'années permet d'éliminer le pic de concentration dans l'aquifère (cf. figure 9).

CONCLUSIONS

Les essais de modélisation du comportement d'un stockage de déchets sur son environnement, à long terme, constituent, à notre connaissance, des évaluations qui n'ont jamais été présentées, notamment avec cette approche de superposition de plusieurs phénomènes interagissant au sein des différentes barrières.

Modélisation du terme source

Les premiers temps d'étude des relargages des PSS (Procédés de Solidification et de Stabilisation) ont mis en évidence l'existence de phénomènes de diffusion, prédominants pour les ions de type chlorure.

La relative simplicité de ce phénomène de relargage a permis sa mise en équation et sa modélisation mathématique. La poursuite des expérimentations confirment bien ces phénomènes de diffusion pour les éléments solubles. Cependant pour le comportement des métaux, les phénomènes de relargage ne suivent pas des cinétiques simples. Leur relâchement, quantitativement, apparaît dépendre des pertes de matière notamment de silice. Des fonctions quantitatives complexes devraient pouvoir être proposées, à partir des résultats des expérimentations, étroitement liées aux spéciations des divers polluants.

Modélisation du terme transfert

Le rôle des différents phénomènes concourant au transfert de polluants supposés mélangés par les déchets a pu être mis en évidence. La modélisation correcte des transferts nécessite de superposer l'ensemble des interactivités en cause.

La méthode proposée qui consiste à partir d'hypothèses simplificatrices et à rendre progressivement le système plus complexe, permet, d'une part d'évaluer le rôle respectif de chacune des barrières et des différents dispositifs composant le stockage et d'autre part, d'évaluer le comportement de ce dernier en cas de défaillance de l'une ou l'autre des barrières.

L'ensemble des calculs présentés suppose la saturation des formations géologiques. L'introduction de zones non saturées dans les calculs a montré que les résultats obtenus en milieux saturés sont majorants vis à vis du relargage dans l'environnement, sans que les ordres de grandeur soient radicalement différents. De plus, la modélisation permet d'évaluer l'importance des niveaux de défaillance auxquels il faudrait s'attendre pour qu'une répercussion significative se produise quantitativement sur les transports de polluants.

Couplage terme source - terme transfert

- Le couplage des deux termes a mis en évidence l'importance du mode de stockage sur les quantités de polluants

susceptibles d'émerger du stock de déchets, et du rôle prépondérant de la stabilisation elle-même dans l'atténuation forte des risques.

– La sécurité des barrières actives (PSS - drainage) et des barrières passives (niveau argileux) serait davantage liée à leur comportement géochimique respectif qu'aux propriétés convectives liées aux seuls coefficients d'imperméabilité.

Ainsi les espèces solubles seraient davantage retenues par les déchets stabilisés eux-mêmes que par la barrière argileuse qui régulerait cependant leur transport éventuel.

Pour les métaux, en sus de l'efficacité de la stabilisation, la barrière argileuse se comportera bien comme un niveau passif susceptible de d'assurer un ralentissement très important du transfert des polluants vers les aquifères sous-jacents.

Cette étude (toujours en cours à ce jour) permet de confirmer que la sécurité du système vis-à-vis de l'environnement, ne peut se dispenser du couple, sécurité apportée par le stock lui-même à laquelle la stabilisation participe activement, et sécurité du site de stockage principalement conférée par le niveau argileux sous stockage. Elle montre également qu'il devrait être toujours possible de trouver une ou plusieurs combinaisons du système « déchet stabilisé-barrières actives-barrières passives » telles que les critères de sûreté soient constamment vérifiés (potabilité des eaux des aquifères sous-jacents par exemple).

* **Hervé Billard**

France Déchets - Avenue Jean Jaurès - 78440 Gargenville

* **Abdelkrim Bouchelaghem**

Inertec - Avenue Jean Jaurès - 78440 Gargenville

* **Bernard Côme**

Antea (groupe BRGM) - Direction technique - Avenue C. Guillemin - BP 6119 - 45061 Orléans cedex

* **Pascal Viennot**

École des mines de Paris-C.I.G. - Centre d'informatique Géologique - 35, rue Saint-Honoré - 77305 Fontainebleau cedex



Figure 10 : Usine de stabilisation de résidus ultimes : Villeparisis (France Déchets)