

MODÉLISATION CHIMIQUE D'UN DÉCHET À PARTIR DE TESTS EXPÉRIMENTAUX

Gwénaëlle Bröns-Laot* et Ligia Tiruta-Barna*

INSA de Lyon, Laboratoire d'analyse environnementale des procédés et systèmes industriels

La méthodologie d'évaluation du comportement environnemental des matériaux minéraux contenant des déchets comporte une étape de modélisation physico-chimique du terme source (le matériau dans son scénario de valorisation ou stockage). Une approche expérimentale et de simulation d'équilibres chimiques est proposée afin d'identifier les phases minérales responsables du relargage des éléments chimiques. La démarche est appliquée dans le cas d'un MIOM solidifié/stabilisé par un liant hydraulique. La simulation des équilibres chimique a comme point de départ l'analyse minéralogique du matériau. Les résultats expérimentaux de différents essais de lixiviation sont utilisés pour valider la démarche.

The disposal or utilisation of waste containing materials implies the assessment of the environmental behaviour, particularly the evaluation of the leaching behaviour. The adopted methodology for the evaluation of the leaching behaviour contains a modelling step of the source term (the material in his disposal or utilisation scenario). An experimental and modelling approach was proposed here in order to identify the solid phases responsible for the chemical elements release. This approach was applied for a solidified/stabilised MSWIBA. The mineralogical data (determined by X ray analysis) supplied the departure hypothesis for the chemical model. The experimental data obtained by applying two selected leaching tests, i.e. the "pH influence on the solubilisation" test and the "pore water" simulation test, allowed the validation of the chemical model and a quantitative determination of the solid phases.

INTRODUCTION

Aujourd'hui, nous ne pouvons plus envisager une valorisation d'un déchet dans un scénario impliquant un contact avec un lixiviant, sans avoir au préalable étudié son comportement dans de telles conditions. C'est dans cette optique qu'a été finalisée la norme européenne ENV 12-920 (European Committee for Standardization, 1997) qui a pour but de déterminer le comportement à la lixiviation d'un déchet dans des conditions spécifiées pour pouvoir prédi-

re son comportement à long terme.

Cette norme définit une méthodologie décomposée en plusieurs étapes dont les descriptions du déchet et du scénario, la détermination de l'influence des paramètres pertinents sur le relargage et la modélisation du comportement à la lixiviation en sont les principales.

C'est sur cette dernière étape que notre étude s'est axée en se basant sur les travaux de lmyim (2000) qui propose un modèle comportemental pour des déchets stabilisés/solidifiés par des liants hydrauliques. Le but est d'adapter ce modèle au cas de mâchefers d'incinération d'ordures ménagères (MIOM) stabilisés/solidifiés. Pour pouvoir modéliser le comportement de ce déchet, il est nécessaire de comprendre quels sont les phénomènes physico-chimiques qui entrent en jeu lors du contact avec un lixiviant. En d'autres termes, quels sont les équilibres chimiques à prendre en considération pour chaque élément considéré ? Il s'avère donc nécessaire de connaître les phases minéralogiques présentes dans le matériau qui contrôlent le relargage des différentes espèces. Nous proposons une méthodologie pour la modélisation chimique en se basant sur des essais de lixiviation et des simulations géochimiques. A titre d'exemple, un matériau comportant des MIOM est utilisé pour illustrer cette méthodologie.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Le matériau étudié est composé principalement de MIOM à hauteur de 70 % en masse, de liant hydraulique (14%), d'eau (11%) et autres additifs (5%). Avant incorporation, le mâchefer a été préalablement tamisé de façon à obtenir un matériau de granulométrie inférieure à 20 mm.

Le matériau a été moulé dans des éprouvettes de 11 cm de diamètre et de 22 cm de hauteur. Après les 30 jours nécessaires à la prise du matériau, une partie des échantillons a été broyée pour obtenir la granulométrie requise pour l'application des tests de dissolution à l'équilibre, soit 1 mm maximum. L'autre partie a été utilisée pour la caractérisation minéralogique, la détermination de la composition chimique et différentes propriétés physiques.

Caractérisation minéralogique

L'étude minéralogique a révélé que le matériau était composé principalement de verres, de quartz, de géhénite, d'hématite et de calcite. En plus de ces phases majoritaires, apparaissent en moindres quantités des pyroxènes, de la magnétite, du sel de Friedel ($(\text{CaO})_3\text{Al}_2\text{O}_3\text{CaCl}_2 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$), des feldspaths et des silicates de calcium hydratés CSH ($x\text{CaO}_y\text{SiO}_2 \cdot x\text{H}_2\text{O}$). Enfin les phases suivantes ont pu être observées à l'état de traces : l'anhydrite, la portlandite et l'ettringite.

Toutes ces phases ont également été identifiées dans le MIOM brut. Elles apparaissent également dans de nombreuses études similaires, dont celles de Kirby et Rimstidt (1993) et celles de Eighmy et al. (1994).

Tableau I : Composition chimique du matériau

Éléments majoritaires	% en masse	Éléments traces	mg/kg
SiO ₂	44.12	Co	28
Al ₂ O ₃	10.13	Ni	85
Fe ₂ O ₃	8.54	Cu	1332
MgO	2.69	Zn	3293
CaO	16.69	As	17
TiO ₂	1.06	Sr	330
K ₂ O	1.86	Zr	147
Na ₂ O	3.38	Mo	22
MnO	0.08	Cd	< 10
P ₂ O ₅	1.38	Sb	68
Cr ₂ O ₃	0.07	Ba	2836
SO ₃	1.07	Pb	624
P.F.*	9.02	Cr	240
Total	100.07	Sn	4369

* Perte au feu (1000°C)

Le tableau I présente la composition chimique du matériau étudié. Le contenu des principaux éléments est exprimé en pourcentage en masse de leurs oxydes et le contenu des éléments traces en mg/kg.

Ces chiffres se situent dans les fourchettes de valeurs généralement observées (Chandler et al., 1997).

Propriétés physiques

Le matériau présente une densité de 1.44 g/cm³. La capacité d'adsorption en eau à pression atmosphérique (CAE) est de 23.1 % en masse, ce qui correspond à une porosité ouverte de 33.3%.

Influence du pH sur la solubilisation (IpS)

L'essai permettant de déterminer l'influence du pH sur la solubilisation des polluants (proposé par le WG6 du CEN/TC292) est en cours de normalisation et le protocole utilisé dans le cadre de cette étude est décrit ci-après. Le matériau finement broyé (<1mm) est mis en contact avec des solutions contenant différentes quantités d'acide ou de base de façon à balayer une gamme de pH allant de 4 à 12. Ces quantités d'acide ou de base sont préalablement éva-

luées à l'aide d'une titration. Les pH sont mesurés à des temps de contact fixes : 4h, 44h, 48h et éventuellement 7 jours. Ces mesures de pH permettent de déterminer le pouvoir tampon basique des matériaux. Les conditions stationnaires sont vérifiées en s'assurant que la variation de pH entre 44h et 48h est inférieure à 0,3. Si tel n'est pas le cas, l'agitation est poursuivie jusqu'à 7 jours. Les solutions sont alors filtrées et analysées pour l'étude de la solubilisation des éléments en fonction du pH.

Eau des pores (EP)

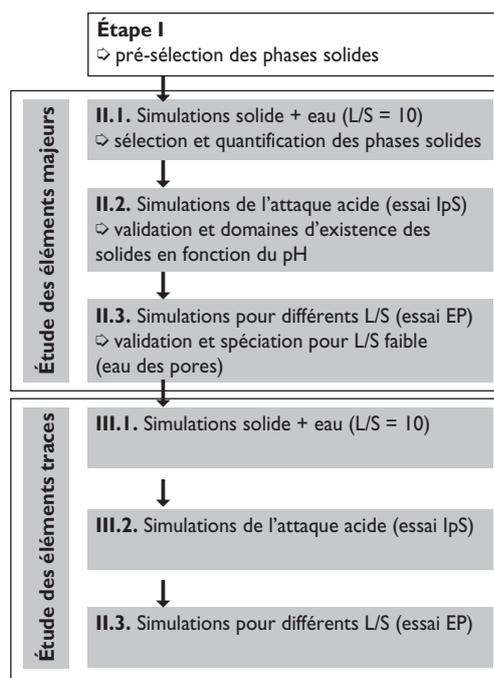
L'essai visant à estimer la composition initiale de l'eau des pores consiste à mettre en contact le matériau finement broyé (<1mm) avec de l'eau déminéralisée à des ratios L/S de plus en plus petits (de 10 à 0.5 cm³/cm²) pendant 7 jours. Les solutions sont ensuite filtrées et analysées. L'évaluation de la composition de l'eau des pores s'effectue à partir des courbes représentant, pour chaque élément, les concentrations en fonction du rapport L/S.

MODÉLISATION THERMODYNAMIQUE

Méthodologie

À partir des renseignements obtenus par voie expérimentale sur la solubilisation du matériau et en utilisant un logiciel de simulation des équilibres chimiques en phase aqueuse, nous avons essayé de déterminer la nature et la quantité des phases solides qui contrôlent le relargage des éléments. Des réactions acido-basiques, de complexation et de précipitation ont été considérées. Les systèmes redox n'ont pas été considérés car ils n'impliquent pas les éléments chimiques étudiés.

Figure 1 : Organigramme de la méthodologie



La modélisation chimique du matériau et la simulation de son comportement dans l'eau ont été réalisées en plusieurs étapes (figure 1).

I. Une première étape consiste à sélectionner, pour chaque élément, les phases solides susceptibles de contrôler leur relargage, en se basant sur la liste des phases présentes dans le matériau, y compris celles présentes à l'état de traces.

II. La deuxième étape est destinée à simuler le comportement des *éléments majeurs* ou de constitution du matériau et, implicitement, des éléments déterminant le caractère chimique de l'eau des pores (composition et pH).

II.1. Des simulations mettant en présence les phases sélectionnées avec de l'eau permettent de reconstituer la composition de la solution expérimentale, pour un ratio L/S donné (L/S=10 dans l'essai IpS). La quantification des phases solides est faite à partir des paliers de concentration obtenus dans les essais IpS pour des pH<4 (supposant, donc, une solubilisation quasi-totale de certains éléments).

II.2. La simulation de l'attaque acide du mélange de phases solides sélectionnées permet de valider l'étape II.1. par :

- 1) la concordance des résultats de simulation avec la composition des solutions de l'essai IpS. Pour chaque élément, il est ainsi possible de confirmer l'évolution de la concentration en fonction du pH.

- 2) la concordance des valeurs de pH simulées et expérimentales pour différentes quantités d'acide introduit dans le système (la courbe de titration du matériau).

Un résultat très important est la mise en évidence de l'évolution des différentes phases minéralogiques en fonction du pH : leurs éventuelles dissolutions et les éventuelles précipitations de phases néoformées au cours de l'attaque acide.

II.3. Cette étape a comme objectif de déterminer la spéciation pour des rapports L/S correspondant à la porosité du matériau. L'effet de la dilution (concentration) sur la spéciation en phase solide et liquide est mis en évidence. Il faut remarquer qu'il est difficile voire impossible de réaliser des essais fiables pour des ratios L/S correspondant à la porosité du matériau. Les essais EP permettent d'approcher par des ratios L/S décroissants les équilibres solide-liquide dans l'eau des pores. Il est ainsi possible de confirmer les tendances observées et de confirmer le contrôle des phases sélectionnées sur le relargage des éléments.

III. Une troisième étape est destinée à la simulation du comportement des *éléments présents en faible quantité* (polluants). La même démarche décrite ci-dessus, dans les paragraphes II.1.-II.3., est appliquée.

RÉSULTATS

Les éléments majeurs

Cas du sodium, potassium et chlorure

Conformément aux données de la littérature (Chandler et al., 1997; Meima et Comans, 1997), ces éléments sont très solubles et présentent un relargage indépendant du pH et qui semble ne pas être contrôlé par la solubilité. Dans un pre-

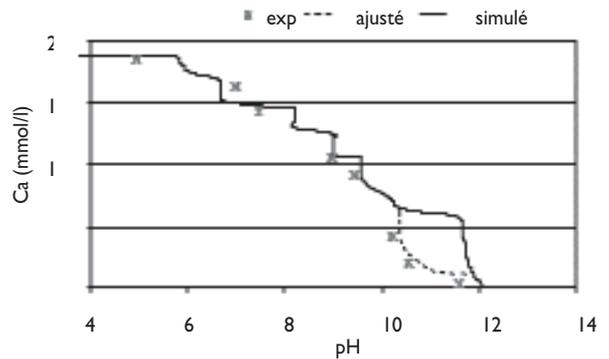


Figure 2 : Solubilité du calcium en fonction du pH

mier temps, ils ont été intégrés dans les simulations à l'état d'ions libres Na^+ , K^+ et Cl^- .

Cas du calcium et du sulfate

L'étape II.1. de la méthodologie décrite ci-dessus appliquée au matériau à base de MIOM a révélé que la mise en contact de l'eau avec de l'ettringite $\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12}\cdot 26\text{H}_2\text{O}$, la portlandite $\text{Ca}(\text{OH})_2$, la calcite CaCO_3 et un feldspath (l'anorthite $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$) permettait d'expliquer le comportement du calcium et des sulfates pour les conditions suivantes : L/S=10, contact avec de l'eau déminéralisée.

La simulation de l'attaque acide (étape II.2.) du mélange solide ainsi identifié a permis d'obtenir la solubilité du Ca et SO_4^{2-} en fonction du pH. Les figures 2 et 3 représentent les résultats de simulation confrontés avec les données expérimentales issues de l'essai IpS.

La figure 4 représente l'évolution des phases minéralogiques néoformées (à l'exception de la calcite) en fonction du pH, ce qui permet d'identifier les phases contrôlant le relargage à un pH donné.

On note une bonne concordance entre les résultats expérimentaux et simulés dans le cas du calcium. Pour des pH basiques, une meilleure concordance peut être obtenue en prenant en compte des phases moins solubles telles que des CSH ou de silico-aluminates de calcium (la courbe pointillée dans la figure 2). Comme le montre la figure 4, toute

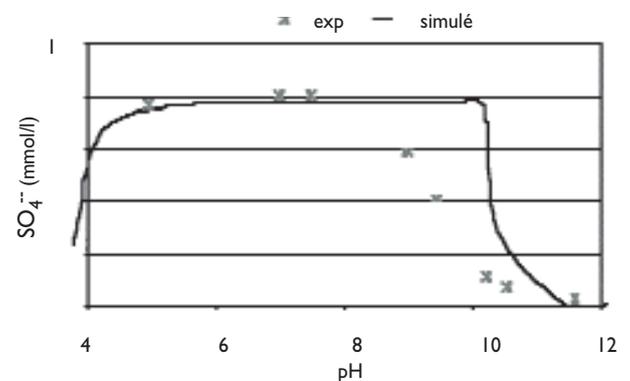


Figure 3 : Solubilité du SO_4^{2-} en fonction du pH

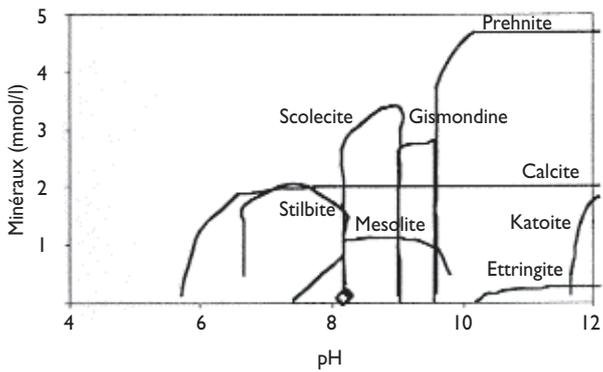


Figure 4 : Évolution des phases minéralogiques en fonction du pH

la portlandite ajoutée au départ est dissoute alors que la calcite ne se dissout que pour $\text{pH} < 6$. Le feldspath de départ, l'anorthite ($\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$), se dissout pour former de nouvelles phases : katoite $\text{Ca}_3\text{Al}_2\text{H}_{12}\text{O}_{12}$, prehnite $\text{Ca}_2\text{Al}_2\text{Si}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2$.

Ces différentes phases présentes aux pH basiques se dissolvent ensuite au profit de nouvelles phases silicatées qui semblent contrôler le relargage du calcium pour des pH compris entre 7 et 10.

Pour des pH inférieurs à 5,5, les phases riches en calcium sont complètement dissoutes.

L'ettringite qui se dissout progressivement jusqu'à $\text{pH} = 10$ valeur au delà de laquelle elle n'est plus stable, semble contrôler le relargage du SO_4^{--} . Il faut noter que la valeur très controversée du produit de solubilité de l'ettringite est ici très importante dans le sens où elle conditionne la stabilité de cette phase en fonction du pH. La valeur utilisée dans les simulations est déduite de l'étude de Warren et Reardon (1994).

Pour les pH compris entre 5 et 10, la concentration en SO_4^{--} semble être limitée par le contenu total, la baisse pour $\text{pH} < 5$ pouvant être associée à la précipitation d'alunite $\text{KAl}_3(\text{OH})_6(\text{SO}_4)_2$ qui est le sulfate le plus stable dans les milieux acides. De nombreuses études (Chandler et al., 1997; Meima et Comans, 1997; Johnson et al., 1999) ont

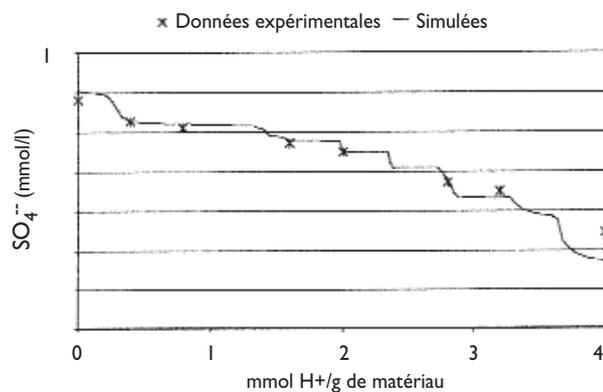


Figure 5 : Capacité de neutralisation acide du matériau

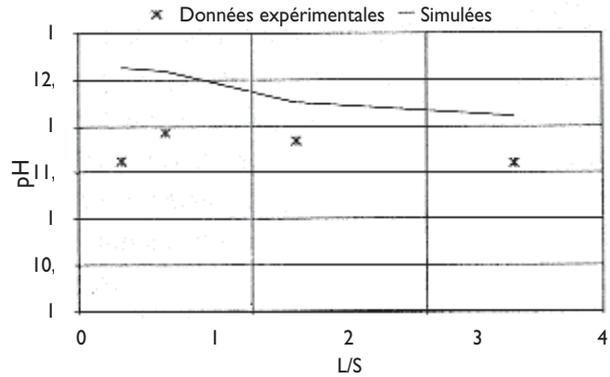


Figure 6 : Essai Eau des pores : pH

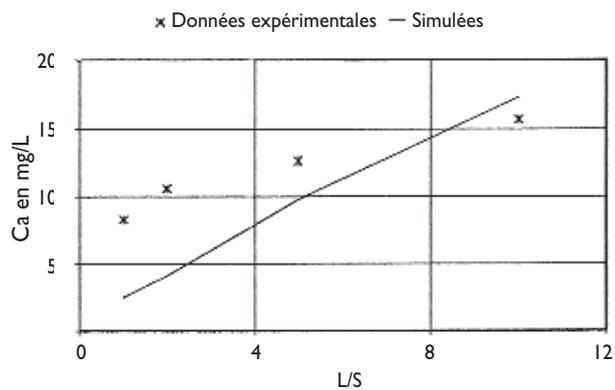


Figure 7 : Essai Eau des pores : Calcium

montré que dans la région de pH compris entre 4 et 10, la concentration du SO_4^{--} est souvent contrôlée par le gypse. Or dans notre cas, les concentrations en SO_4^{--} et Ca^{++} sont trop faibles pour admettre un équilibre avec le gypse. Dans l'étape II.2., nous avons remarqué qu'il est possible de contrôler la validité du modèle en s'assurant que le pH issu de la simulation correspond bien à la même agression chimique que dans l'expérience. C'est ce que démontre la figure 5.

Validation par le test Eau des Pores (étape II.3.)

Conformément à la méthodologie décrite précédemment, les résultats expérimentaux de l'essai EP permettent de confirmer les hypothèses posées jusqu'à présent.

Le système de phases solides identifié au pH naturel (sans ajout d'acide) est mis en contact avec des quantités variables d'eau afin de simuler la composition expérimentale des solutions pour différents rapports L/S.

La figure 6 représente la variation du pH avec le rapport L/S. Les figures 7 et 8 montrent respectivement la concentration du Ca et du SO_4^{--} .

D'une manière générale, les tendances de comportement sont les mêmes. Les différences de concentrations dans les cas du calcium et des sulfates peuvent être expliquées par le décalage déjà présent au niveau du pH.

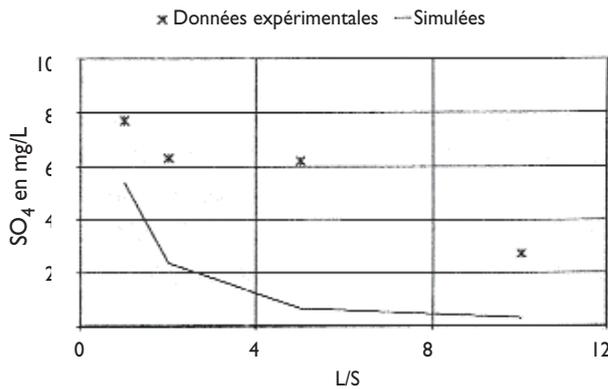


Figure 8 : Essai Eau des pores : Sulfate

Les éléments en traces (étape III)

Parmi les éléments en traces présents dans le matériau, nous avons choisi pour cette étude le zinc car son contenu dans les solutions aqueuses des tests expérimentaux a pu être dosé avec les moyens analytiques utilisés.

Du zinc a été rajouté dans le système sous forme de zincite ZnO. Pour des pH très basiques (supérieurs à 11), la solubilité semble être contrôlée par la zincite qui se dissout ensuite pour former un silicate de zinc Zn₂SiO₄. Pour des pH inférieurs à 7, le relargage du zinc est limité par le contenu total. La figure 9 montre la concentration en solution du Zn⁺⁺ en fonction du pH ainsi que les quantités (correspondant au contenu total) et les domaines de stabilités des deux phases solides.

Globalement, les résultats de simulation sont satisfaisants

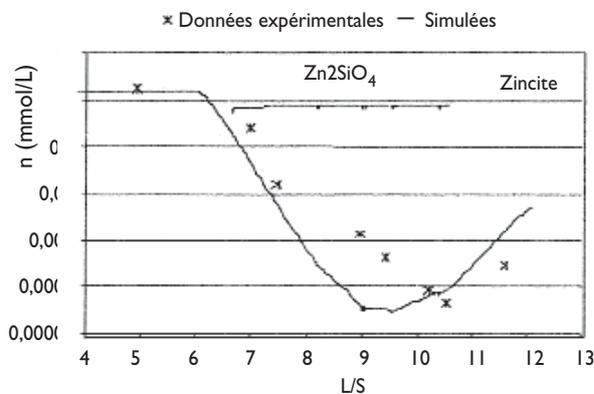


Figure 9 : Solubilisation du zinc en fonction du pH et domaine de stabilité des phases minérales.

pour les éléments étudiés. L'évolution des concentrations simulées avec les deux paramètres variables, le pH et le rapport L/S, concorde avec les tendances observées expérimentalement. On constate des écarts plus importants pour la simulation de la concentration du SO₄⁻ (pH>8) et dans le cas de la simulation de l'essai EP, pour des faibles ratios L/S. Deux aspects sont à prendre en compte pour la validation du modèle.

1) La représentativité des essais expérimentaux vis-à-vis de

l'état réel du matériau.

Les deux essais expérimentaux utilisent le matériau broyé ce qui améliore le contact avec la phase liquide et favorise la mise en équilibre. Cependant, l'état physique du matériau, à savoir massif poreux constitué des agglomérats non homogènes, se trouve modifié. La surface de contact liquide/solide pour certaines phases, par exemple le quartz SiO₂, n'est plus la même.

2) Le rôle des cinétiques des réactions chimiques, notamment des réactions de dissolution.

Les réactions de dissolution sont limitées cinétiquement en surface des particules. Les paramètres cinétiques ne sont pas connus a priori. Dans les essais expérimentaux, le matériau a été mis en contact avec la solution aqueuse jusqu'à l'obtention d'un état d'équilibre à court terme (quelques jours). Cependant, des réactions sont encore possibles à plus long terme. Les réactions lentes peuvent être la cause des écarts observés entre les données expérimentales et de simulation (à l'équilibre), comme par exemple, dans le cas du sulfate.

Le cas du quartz est révélateur. Le SiO₂ se solubilise dans les solutions à fort caractère basique, comme l'eau des pores. Cependant, le quartz a été identifié expérimentalement dans le matériau en quantité importante. Nous expliquons la coexistence des deux phases, quartz et eau des pores, par :

- le manque d'une surface de contact (point (1) ci-dessus),
- une cinétique de dissolution limitée (point (2) ci-dessus).

Les deux phases ne sont donc pas à l'équilibre. Des simulations ont été réalisées en introduisant progressivement du quartz dans le système. L'effet d'une quantité croissante de SiO₂ ajoutée au système est la baisse progressive du pH. Il est donc, possible que le véritable pH de l'eau des pores soit supérieur au pH mesuré dans l'essai EP et, par conséquent, plus proche du pH simulé (figure 6).

Il est donc difficile d'estimer la quantité de quartz susceptible de réagir avec l'eau des pores car elle dépend, comme nous l'avons montré, de facteurs physiques.

CONCLUSION

La démarche utilisée pour la modélisation chimique d'un déchet et de son comportement au contact d'un lixiviant comprend deux phases.

Une étude expérimentale destinée à :

- l'identification de la composition chimique et des phases minéralogiques du matériau,
- l'étude du comportement à la lixiviation (essais de lixiviation) et
- à l'analyse de influence du pH et du ratio L/S.

Une démarche de modélisation-simulation qui peut être décomposée en plusieurs étapes :

- sélection des phases minéralogiques à partir des résultats expérimentaux,
- étude des éléments majeurs de constitution du matériau par la simulation de l'équilibre solide/liquide obtenu avec

de l'eau et avec des solutions acides et pour différentes ratios L/S. Confrontation avec les résultats expérimentaux des essais de lixiviation,

- étude des éléments en traces (polluants) par la même démarche.

Un matériau à base de MIOM a été ainsi modélisé. Les résultats de simulation concordent globalement avec les données expérimentales.

La mise en évidence du système de phases solides présentes dans le matériau avant lixiviation et les phases néoformées, permet de déduire les équilibres chimiques à prendre en considération dans la région de pH induite par les conditions imposées par le scénario de valorisation.

Cette démarche qui en est qu'à son début semble très prometteuse quant à la prévision à long terme du devenir des déchets.

* Gwénaëlle Bröns-Laot et Ligia Tiruta-Barna

Laboratoire d'Analyse environnementale des procédés et systèmes industriels (LAEPSI)

Bâtiment Sadi Carnot – INSA de Lyon, 20 avenue Albert Einstein – 69621 Villeurbanne cedex

Bibliographie

- Chandler A.J., Eighmy T.T., Hartlén J., Hjelmar O., Kosson D.S., Sawell S.E., van der Sloot H.A., Vehlou J. (1997) *Municipal Solid Waste Incinerator Residues*, 976p. Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- Eighmy T.T., Eusden jr. J.D., Marsella K., Hogan J., Domingo D., Krzanowski J.E. and Stämpfli D. (1994) *Particle petrogenesis and speciation of elements in MSW incineration bottom ashes*. In: Environmental Aspects of Construction with Waste Materials (Eds J.J.J.M. Goumans, H.A. van der Sloot and Th.G. Aalbers) pp.111-136. Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- European Committee for Standardization (1997) *Characterisation of wastes – Methodology for the determination of the leaching behaviour of waste under specified conditions*. European Standard ENV 12-920, Brussels : CEN, 10p.
- Imyim A. (2000) *Méthodologie d'évaluation environnementale des déchets stabilisés / solidifiés par liants hydrauliques*. Thèse : Doctorat : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. 182p.
- Johnson C.A., Kaeppli M., Brandenberger S., Ulrich A., Baumann W. (1999) *Hydrological and geochemical factors affecting leachate composition in municipal solid waste incinerator bottom ash. Part II : The geochemistry of leachate from Landfill Lostorf, Switzerland*. Journal of Contaminant Hydrology. 40. pp.239-259.
- Kirby C.S. and Rimstidt D.J. (1993) *Mineralogy and surface properties of Municipal Solid Waste Ash*. Environ. Sci.Technol. 27, pp.652-660.
- Meima J.A., Comans R.N.J. (1997) *Overview of geochemical processes controlling leaching characteristics of MSWI bottom ash*. In : Waste Materials in Construction : Putting Theory into Practice (Eds J.J.J.M. Goumans, G.J. Senden and H.A. van der Sloot) pp. 447-457. Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- Warren C.J., Reardon E.J. (1994) *The solubility of Ettringite at 25°C Cement and Concrete Research*. Vol.24. No8. pp.1515-1524.



NOTE AUX AUTEURS

Déchets, Sciences & Techniques revue francophone d'écologie industrielle publie les résultats de travaux réalisés dans le domaine de l'écologie industrielle, principalement consacrés aux déchets, aux sols pollués et aux impacts environnementaux. Les articles peuvent être proposés par des laboratoires scientifiques ou relater des expériences industrielles. La revue est ainsi le lieu privilégié des échanges entre recherche et expertise.

Les thématiques abordées sont les suivantes :

- 1) Approche bio-physico-chimique du déchet;
- 2) Procédés de traitement des déchets;
- 3) Caractérisation et traitement des sols et sites pollués;
- 4) Évaluation environnementale et management des systèmes et des procédés;
- 5) Ecotoxicologie, toxicologie et santé;
- 6) Économie, droit, sociologie, évaluation des politiques publiques;
- 7) Communication, formation.

CONDITIONS GÉNÉRALES DE PUBLICATION

1 - La langue de rédaction est le français. Les articles doivent être accompagnés d'un résumé en français de 100 mots environ, et d'un résumé en anglais plus conséquent (200 mots environ).

2 - Présentation des articles. L'article type comportera environ 5 pages imprimées incluant textes, figures et références soit l'équivalent de 15 000 signes. Les textes originaux doivent être expédiés sur disquette en mentionnant les logiciels utilisés.

3 - L'auteur doit adresser une version papier en 3 exemplaires pour le comité scientifique, comportant tableaux, figures, ou photographies éventuels. Les fichiers de tableaux ou de figures existants doivent être joints sur la disquette avec originaux papier.

L'article doit impérativement comporter les éléments suivants :

- Titre;
- Nom, qualité et coordonnées de l'auteur ou des auteurs;
- Résumés en français et anglais;
- Mots clés;
- Texte principal;
- Références;
- Nomenclatures (symboles et unités).

4 - L'article doit être accompagné d'une note précisant, la ou les thématique(s) souhaitée(s) par l'auteur, selon la répartition de la revue (de 1 à 7).

5 - Les mises au point et revues bibliographiques sont acceptées dans les mêmes conditions que les articles.

6 - La revue est également ouverte :

- aux résumés de thèse;
- aux résumés de mémoires de DEA et DESS;
- aux rapports de stage de Mastère;
- aux informations sur les colloques et séminaires relatifs aux thématiques de la revue.

ENVOI DES ARTICLES

Coordinatrice et contact: Norma Renard - Insa de Lyon - Domaine scientifique de la Doua - Bâtiment Sadi Carnot - GEN, 9, rue de la Physique - 69621 Villeurbanne cedex - Tél: (33) 4 72 43 87 72 - Fax: (33) 4 72 43 80 84 - Mél: mastenv@insa-lyon.fr

Les articles de la revue sont consultables sur le site pro-environnement.com

Rédacteur en Chef: Pierre Moszkowicz, Directeur du Laboratoire d'analyse environnementale des procédés et des systèmes industriels (Laepsi) à l'Insa de Lyon.