



**HAL**  
open science

## Action bactérienne sur un mâchefer d'incinération d'ordure ménagère

G. Aouad, J.L. Crovisier, D. Damidot, P. Stille, J.M. Meyer, V. Geoffroy

► **To cite this version:**

G. Aouad, J.L. Crovisier, D. Damidot, P. Stille, J.M. Meyer, et al.. Action bactérienne sur un mâchefer d'incinération d'ordure ménagère. Environnement, Ingénierie & Développement, 2006, N°42 - Avril-Mai-Juin 2006, pp.12-16. 10.4267/dechets-sciences-techniques.1798 . hal-00118854

**HAL Id: hal-00118854**

**<https://hal.science/hal-00118854v1>**

Submitted on 6 May 2021

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License

# Action bactérienne sur un mâchefer d'incinération d'ordure ménagère

Georges Aouad<sup>1</sup>, Jean-Louis Crovisier<sup>1\*</sup>, Denis Damidot<sup>2</sup>, Peter Stille<sup>1</sup>, Jean-Marie Meyer<sup>3</sup>, Valérie Geoffroy<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Ecole et observatoire des sciences de la Terre, Centre de géochimie de la surface, UMR 7517, 1, rue Blessig, 67084 Strasbourg Cedex, France

<sup>2</sup> Département génie civil, Ecole des mines de Douai, 941, rue Charles-Bourseul, 59500 Douai, France

<sup>3</sup> UMR 7156, Université Louis-Pasteur/CNRS, Département micro-organismes, génomes, environnement, 28, rue Goethe, 67083 Strasbourg Cedex, France

\* Pour toute correspondance : Tel : 03 90 24 04 16 – jlc@illite.u-strasbg.fr

Micro-organisms such as bacteria are likely to be present in the weathered municipal solid waste incinerator (MSWI) bottom ash that will be used as aggregates in road construction. Microbial activity may impact the weathering process of such material and thus the rate of leaching of potentially toxic elements. Indeed, the deterioration of rocks, like that of materials of anthropogenic origin (stained glasses, cements, blast-furnace slags), depends partly on organic compounds and micro-organisms. However, the exact role of micro-organisms remains poorly understood. Some authors suggest that they play a considerable part in the degradation of stained glass in cathedrals but they do not specify neither the mechanisms, nor even the type of micro-organism (bacteria, fungi, lichens) involved. Other authors are of the opinion that bacteria accelerate the deterioration of marine basaltic glasses due to the observation of "hair channels" that could represent bacterial activity. In our opinion, the exact role of micro-organisms remains to be demonstrated apart for some well defined materials : degradation of books by fungi and metal drains by bacteria like *Thiobacillus*. There is no existing experimental validation of the role of bacterial action in the degradation of complex silicates such as the glass contained in MSWI bottom ash. The major difficulty is to measure in such complex media the rate of deterioration with reliable tracers.

Although studies have been conducted on the role of bacterial cells, there is however, a lack of studies that compare the degradation due to bacterial biofilms (cells-exopolymers-solution) and the degradation that occurs in abiotic systems. As a consequence, our aim was to investigate the effect of *Pseudomonas aeruginosa* (a common bacteria found in the environment) on the weathering of MSWI bottom slag under well-defined conditions, similar to the natural environment (neutral pH and 25 °C).

Experiments were carried out at 25 °C for 19 weeks. Two conditions were performed in parallel ; the first one in a sterile medium and the second one in the presence of *P. aeruginosa*. The culture medium used (PS medium AOUAD et al., 2005), buffered at pH 6.7, has been developed in order

to detect the greatest number of elements dissolved during deterioration. The bottom slag grains were placed in containers filled with 50 ml of medium which was renewed each week to ensure the production of a measurable quantity of bacterial cells and exopolysaccharides (biofilm). The renewed solutions were analyzed using ICP/AES (Jobin-Yvon JY 124 spectrometer) and ICP/MS (Fisons VG PQ2 + spectrometer).

From the measured concentrations for Si, Mg, Ca and Sr (potential tracers), the rate of dissolution expressed in masses standardized to the reactive surface area ( $g/m^2.j$ ) was calculated. Rates obtained in sterile condition are higher than those of the biotic one, but they converge by the end of the experiments. For Mg and Si the rates are lower than those obtained for Ca and Sr. This may be a consequence of the precipitation of a magnesium silicate hydrate.

The first remarkable observation is that the grains leached in biotic medium are agglomerated and form a compact cluster whereas the grains resulting from deterioration in the abiotic medium remain free. SEM observations indicate that by the end of the experiments, the surface of the grains leached in abiotic medium do not appear to be different to those initially present. Conversely, grains deteriorated in biotic experiments are systematically covered with exopolysaccharides which explains their agglomeration; the biofilm cements the bottom ash grains together.

The rate of corrosion of bottom ash decreases quickly in biotic medium despite of the renewal of the growth medium. One explanation could be that the biofilm acts as a protective barrier, thus preventing dissolution. The rate also decreases although less rapidly in the absence of bacteria. This is probably due to the formation of a layer of precipitated minerals at the surface which has also protective properties. At the end of our experiments (19 weeks) both rates are equal.

**Mots-clés** : mâchefer, corrosion, bactéries, *Pseudomonas aeruginosa*, biofilm.

## INTRODUCTION

L'altération des roches, comme celle des matériaux d'origine anthropique (vitraux, ciments, mâchefers), est en partie sous la dépendance de composés organiques et de microorganismes (BARKER et al., 1997 ; CRUNDWELL, 2003 ; EHRlich, 1996 ; KRUMBEIN et al., 1991) qui interviendraient dans leur dégradation comme dans les minéralisations secondaires qui vont partiellement les passiver et retenir une partie des éléments potentiellement toxiques qu'ils contiennent. Le rôle exact des microorganismes reste toutefois mal déterminé, tant du point de vue qualitatif que quantitatif et les *a priori* sont nombreux dans ce domaine. Certains auteurs (KRUMBEIN et al., 1991) estiment qu'ils jouent un rôle considérable dans la dégradation des vitraux de cathédrales mais sans préciser ni les mécanismes de cette action, ni même le type de microorganisme en cause (bactéries, champignons, lichens). D'autres auteurs estiment que des bactéries accélèrent l'altération des verres basaltiques sous-marins en se basant sur l'existence de canaux très fins (*hair channels*) attribués à l'action bactérienne (BANERJEE and MUEHLENBACHS, 2003 ; FURNES and STAUDIGEL, 1999). Dans l'état actuel des travaux publiés, le rôle attribué par ces auteurs aux microorganismes reste cependant à démontrer.

Le rôle des microorganismes est tout à fait clair dans l'altération de quelques matériaux telle que celle des livres par des champignons ou des canalisations métalliques par des bactéries comme *Thiobacillus* (BEECH, 2003 ; BEECH, 2004 ; HIERNAUX, 2003). Ce rôle est également évident dans le cas de dégradation de ciments par *Thiobacillus thiooxidans*, capable de transformer l'hydrogène sulfureux en acide sulfurique et de conduire à une corrosion rapide (EHRlich and BOCK, 1996 ; IDACHABA et al., 2003 ; KNIGHT et al., 2002). Toutefois, il n'existe pas de validation expérimentale convaincante de ces phénomènes pour les silicates complexes dans des milieux moins extrêmes. La principale difficulté est de mesurer la vitesse d'altération avec des traceurs fiables dans des milieux aussi complexes. Un autre problème est de pouvoir attribuer à tel ou tel microorganisme les actions supposées. Finalement, on peut parfois se demander si les dégradations observées sous les couches riches en cellules vivantes sont bien dues à leur action (acidification, complexation), ou simplement au fait que ces couches retiennent plus facilement l'eau à l'origine de la dégradation. Les microorganismes ne feraient alors que tirer profit de l'humidité et de l'apport de nutriments au cours des mécanismes d'échanges ioniques mais sans accélérer l'altération. Un autre aspect de l'activité bactérienne est la séquestration de métaux potentiellement toxiques par les bactéries et par les exopolysaccharides qu'elles produisent (AOUAD et al., 2003 ; KINZLER et al., 2003). Si de nombreuses études ont été menées sur les cellules bactériennes (ABDELOUAS et al., 2005 ; ABDELOUAS et al., 1998 ; ANDERSON and PEDERSEN, 2003 ; CRUNDWELL, 2003 ; GARBISU et al., 1996 ; HASSEN et al., 1998 ; SCHULTZE-LAM et al., 1996 ; TEXIER et al., 2002), il existe peu d'études couplées bactéries-biofilm-solution comparées à l'altération en milieu stérile. Le but de la présente

étude est d'étudier l'influence de *Pseudomonas aeruginosa* (une bactérie très répandue dans l'environnement) sur l'altération d'un mâchefer dans des conditions bien définies, proches de celles du milieu naturel (pH neutre et température de 25 °C).

## MATÉRIELS ET MÉTHODES

Un mâchefer provenant de l'usine d'incinération d'ordures ménagères de Noyelles-sous-Lens (Pas-de-Calais) ayant subi une période de maturation a été utilisé. Sa composition chimique est donnée dans le tableau I.

%	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	MgO	CaO	FeO	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	MnO	TiO <sub>2</sub>	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	feu
MIOM	51,30	7,00	7,98	13,60	4,12	3,31	0,09	0,46	5,96	1,20	1,03	4,49

ppm	Sr	Zr	Mo	Ni	Co	Cr	Zn	Cu	Pb	Th	U	total %
MIOM	269,0	142,0	9,6	220,0	25,1	514,0	1626,0	988,0	768,6	4,7	2,3	100,99

Tableau I : Composition chimique (% masse et ppm) du mâchefer d'incinération d'ordures ménagères (MIOM).

Le soufre et le CO<sub>2</sub> ont été dosés par combustion sous oxygène à 1 400 °C (LECO SC 144DRPC, Centre de recherches pétrographiques et géochimiques, Nancy). Le carbone organique a été dosé par la même méthode après dissolution des carbonates par HCl ( $S_{\text{tot}} = 0,67 \%$ ,  $CO_{2 \text{ tot}} = 17,75 \%$  et  $C_{\text{organique}} = 3,04 \%$ ).

Des diffractogrammes sur poudre du mâchefer ont été réalisés sur un diffractomètre D8 de la société Brucker. Le tube à rayons X est un tube au chrome (longueur d'onde  $\lambda = 2,2897 \text{ \AA}$ ). Le domaine angulaire étudié ( $2 \theta$ ) allait de 10 à 90 degrés. L'analyse du diffractogramme permet d'identifier un halo de diffusion dans la zone angulaire entre 20 et 40 degrés caractéristique d'un verre siliceux. Les minéraux les plus abondants sont le quartz, la calcite, la magnétite, la gelhénite, la wollastonite et le gypse. La présence de wustite, d'albite et d'hydroxylapatite est probable. La calcite, le gypse et l'hydroxylapatite sont vraisemblablement formés pendant la période de maturation (Alba et al., 2001 ; Piantone et al., 2004).

Les expériences ont été conduites à 25 °C pendant 19 semaines. Deux essais ont été réalisés en parallèle, le premier dans le milieu stérile (abiotique) et le second en présence de *P. aeruginosa* (biotique). Le mâchefer a été broyé, tamisé entre 100 et 125  $\mu\text{m}$  et stérilisé dans un four pasteur pendant 2 heures à 180 °C. La surface spécifique du mâchefer est de 44 400  $\text{cm}^2/\text{g}$ .

Le rapport surface de matériau sur volume de solution est de 200 cm<sup>-1</sup>. Un milieu de culture (PS) a été mis au point pour cette étude de manière à pouvoir doser les éléments traces (AOUAD et al., 2005). Sa composition chimique est donnée dans le tableau II.

ppm	Si	Al	Mg	Ca	Fe	Mn	Ti	Na	K	P
PS	<0,01	0,02	0,02	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	3788	1,03	2032

ppb	Sr	Zr	Mo	Ni	Co	Cr	Zn	Cu	Pb	Th	U
PS	3,06	1,52	0,95	0,07	0,06	4,75	6,52	4,14	0,01	<0,01	0,33

Tableau II : Composition chimique du milieu PS.

Ce milieu, tamponné à pH 6,7, ne contient pas suffisamment de fer et de magnésium pour permettre la croissance de bactéries ; c'est la dissolution des matériaux qui fournit ces éléments (AOUAD et al., 2004). A la fin des expériences d'altération, le sodium et le phosphore seront éliminés par traitement sur colonnes chromatographiques, ce qui permet de doser précisément tous les autres éléments (AOUAD et al., 2005). Les grains de mâchefers ont été placés dans des flacons contenant 50 ml de milieu PS, renouvelé chaque semaine pour garder les bactéries en état de croissance pendant de longues durées. Il est important de noter que le nombre de bactéries planctoniques mesuré (par étalement sur boîte) à chaque renouvellement ne dépasse pas 10<sup>8</sup> bactéries par ml, valeur qui n'est pas éloignée de celle du milieu naturel.

Les flacons ont été placés dans des chambres climatisées (25 °C), sans agitation. Chaque semaine, les solutions ont été renouvelées et analysées par ICP/AES (spectromètre Jobin-Yvon, type JY 124) et ICP/MS (spectromètre Fisons VG PQ2+).

A la fin des expériences, les grains de matériaux altérés en milieu biotique ont été rincés à l'eau suprapure puis traités à l'oxyde d'osmium selon la méthode de JONES et al., 2003. Cette méthode a été modifiée de manière à réduire la quantité d'oxyde d'osmium qui est un composé très toxique. L'échantillon a été immergé pendant 12 heures dans une solution à 2 % de glutaraldéhyde et 0,1 mol/l cacodylate de sodium (CAC), puis rincé avec du CAC 0,1 mol/l avant d'être fixé pendant 1 heure dans une solution 0,5 % OsO<sub>4</sub> et 0,1 mol/l CAC à 4 °C. L'échantillon est ensuite déshydraté par de l'éthanol (50, 70, 85, 95 et 100 %). Enfin l'échantillon a été séché à 45 °C pendant une semaine. Les grains ont été métallisés à l'or avant leur observation par microscopie électronique à balayage (MEB : JEOL JSM 840 équipé d'un spectromètre à dispersion d'énergie EDS Tracor TN 5500). Enfin, certains grains de matériaux ont été observés au microscope confocal (Zeiss LSM 510 Modèle Axiovert 100).

## RÉSULTATS

### Analyse des solutions

A partir des concentrations mesurées en Ca, Sr, Si et Mg

(traceurs potentiels), des vitesses de dissolution exprimées en pertes de masses normalisées (g/m<sup>2</sup>.j) ont été calculées à chaque renouvellement à partir de la relation :

$$Q = \frac{[X_i] \times V}{T \times S} \times \frac{100}{\%X_i}$$

Où :

Q : quantité de mâchefer dissoute (g/m<sup>2</sup>.j)

[X<sub>i</sub>] : concentration de l'élément i considéré comme traceur (g/l)

V : volume (l)

T : temps (jours)

S : surface réactive de MIOM (m<sup>2</sup>)

%X<sub>i</sub> : pourcentage du traceur i dans le MIOM

Les vitesses calculées pour le Ca, Sr, Si et Mg sont reportées sur la figure 1. On constate que dans tous les cas, les vitesses obtenues en milieu stérile (abiotique) sont plus élevées que celles du milieu bactérien (biotique) mais que ces vitesses se rejoignent à la fin des expériences. L'évolution des vitesses calculées pour la silice et le magnésium montre que ces vitesses sont inférieures à celles obtenues pour le Ca et le Sr, et que les valeurs sont similaires en mode biotique et abiotique. Ce résultat est probablement dû à la précipitation d'un silicate de magnésium. Ces faits nous incitent donc à penser que le calcium et le strontium constituent les meilleurs traceurs de vitesse dans notre étude.

En ce qui concerne les éléments potentiellement toxiques, les concentrations de Ni, Cr, Cu et Zn sont généralement plus fortes dans les conditions stériles. Le cas inverse est celui du Zr et du Mo, tandis que les tendances des concentrations en Co, Pb, Th et U semblent être plus aléatoires.

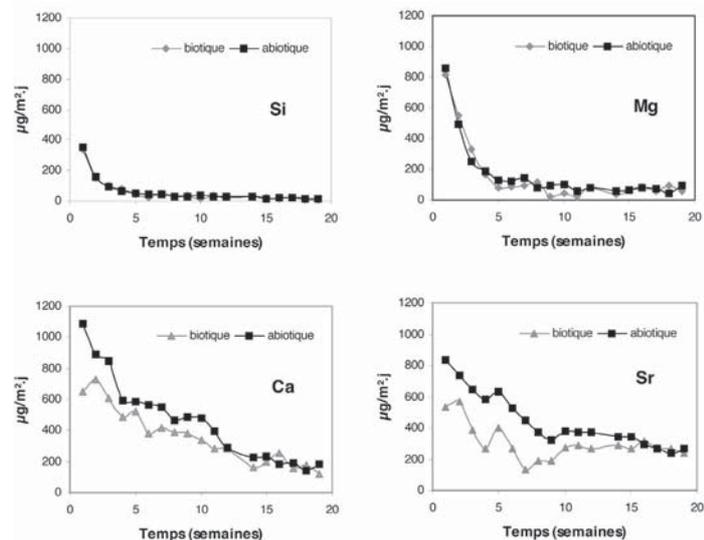


Figure 1 : Vitesses de dissolution exprimées en pertes de masses normalisées à la surface réactive (g/m<sup>2</sup>.j) pour le Ca, Sr, Si et Mg en conditions biotique et abiotique.

### Examen de la surface des grains de mâchefer à la fin des expériences

La première observation remarquable est que les grains altérés en milieu biotique sont agglomérés et forment un amas compact alors que les grains issus de l'altération en milieu stérile restent libres.

L'observation par microscopie électronique à balayage à la fin des expériences montre que l'aspect de la surface des grains altérés en milieu stérile ne diffère pas notablement de leur aspect initial. En revanche, les grains altérés en milieu biotique sont systématiquement recouverts de biofilm qui explique leur agglomération (figure 2).

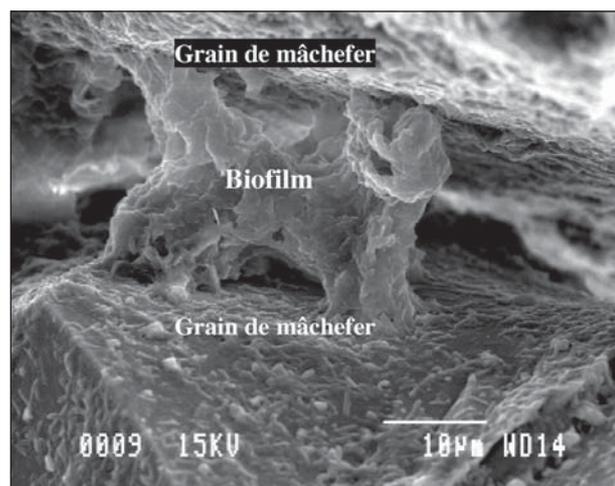


Figure 2 : Un biofilm cimente les grains de mâchefer.

Des études par microscopie confocale ont été effectuées sur des grains de matériaux directement issus d'expériences spécialement réalisées pour cet examen. La figure 3 effectuée par lumière transmise montre que l'épaisseur moyenne du biofilm est de l'ordre de 40  $\mu\text{m}$ .

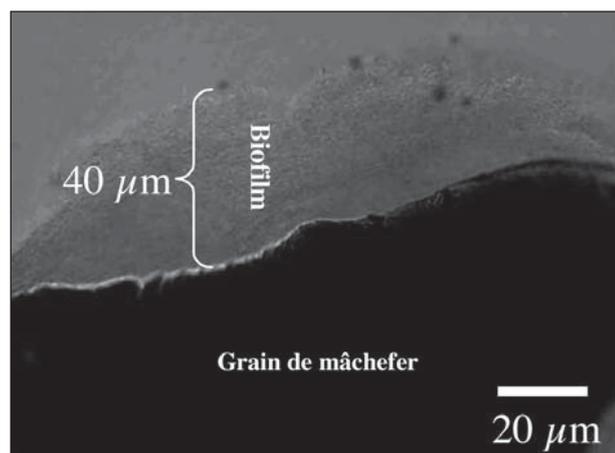


Figure 3 : Epaisseur du biofilm observé par microscopie confocale.

Un traitement par l'acridine orange, un fluorochrome qui se fixe sur les acides nucléiques des bactéries et excité à 488 nm, émet de la lumière à 545 nm, ce qui permet de les visualiser en vert (figure 4).

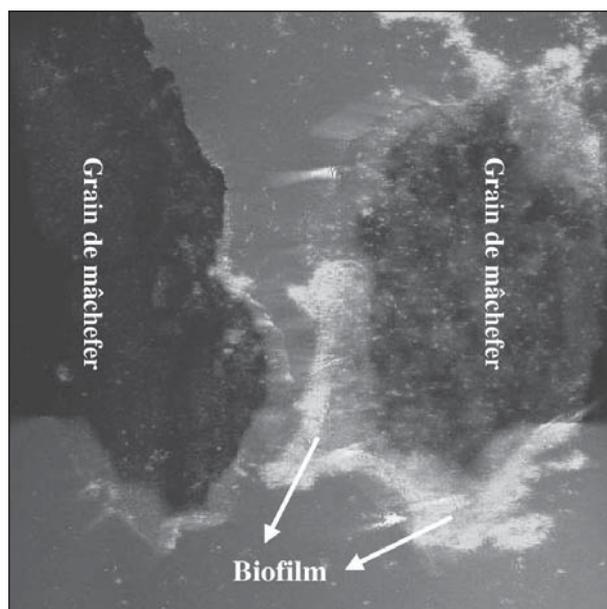


Figure 4 : Biofilm couvrant les grains de mâchefer observés par microscopie confocale.

### CONCLUSIONS

L'interaction de mâchefer avec un milieu de culture carencé en fer et magnésium (à 25 °C) conduit à la croissance rapide de *Pseudomonas aeruginosa* et à la formation d'un biofilm en surface des grains. Ceci illustre le fait que cette bactérie ubiquitaire est capable d'utiliser rapidement ces éléments lors de la corrosion du matériau. Nous avons déjà montré au cours d'études antérieures (AOUAD et al., 2004) que les bactéries peuvent coloniser différents types de verre et tirer rapidement profit d'un apport d'éléments nécessaires à leur développement. Toutefois, cette étude montre clairement que la présence de bactéries n'accélère pas la dégradation du mâchefer. Au contraire, la vitesse d'altération diminue rapidement en présence des bactéries malgré le renouvellement du milieu de culture. Une explication possible est que le biofilm agit comme une barrière protectrice qui empêche la corrosion. La vitesse diminue également mais de façon moins brutale en l'absence des bactéries, ce qui est vraisemblablement dû à la formation d'une couche superficielle minérale. A la fin de nos expériences (19 semaines), les deux vitesses d'altération sont égales.

Dans l'état actuel de notre travail, il n'est pas possible d'établir un bilan de masse pour l'échange solide-solution-biofilm, du fait que nous ne connaissons pas avec précision la quantité de biofilm formé. Une étude en cours indique cependant que l'essentiel des éléments potentiellement toxiques (métaux lourds) est piégé par le biofilm (polymère polyanionique) et non par les bactéries planctoniques. Il semble donc que les études menées sur la colonisation et la corrosion de conduites d'eaux usées par des bactéries de type *Thiobacillus* ne soient pas généralisables à tous les matériaux soumis à l'action des microorganismes.

Dans le cas de MIOM utilisés en technique routière, la formation d'un biofilm induit par la croissance de *Pseudomonas aeruginosa* pourrait au contraire constituer une protection contre la corrosion comme c'est le cas par exemple pour les coques de navires en milieu marin (D'SOUZA and BHOSLE, 2002). Il conviendra de vérifier sur le terrain si *Pseudomonas aeruginosa* peut coloniser les surface des MIOM puisque dans ce cas, il pourra y avoir une compétition avec d'autres micro-organismes.

Cette étude illustre bien la nécessité de prendre en compte l'action des micro-organismes dans les mécanismes de dégradation des verres mais aussi des minéraux ainsi que des matériaux qui les utilisent. Cependant, le monde bactérien et son action sont complexes et un investissement de la communauté scientifique est nécessaire, non seulement pour trouver les moyens d'en prévenir les effets négatifs (colonisation des tours aéro-réfrigérantes par les organismes de type *Legionella*), mais également pour en tirer parti par une passivation des surfaces.

## Remerciements

Ce travail a été supporté financièrement par le programme REALISE (Réseau Alsace de Laboratoires en Ingénierie et Sciences pour l'Environnement).

## Bibliographie

Abdelouas A., Grambow B., Fattahi M., Andres Y., and Leclerc-Cessac E. (2005) Microbial reduction of <sup>99</sup>Tc in organic matter-rich soils. *Science of The Total Environment* 336(1-3), 255-268.

Abdelouas A., Lu Y., Lutze W., and Nuttal H. E. (1998) Reduction of U(VI) to U(IV) by indigenous bacteria in contaminated ground water. *Journal of Contaminant Hydrology* 35, 217-233.

Alba N., Vazquez E., Gasso S., and Baldasano J. M. (2001) Stabilization/solidification of MSW incineration residues from facilities with different air pollution control systems. Durability of matrices versus carbonation. *Waste Management* 21(4), 313-323.

Anderson C. R. and Pedersen K. (2003) In situ growth of *Gallionella* biofilms and partitioning of lanthanides and actinides between biological material and ferric oxyhydroxides. *Geobiology* 1(2), 169-178.

Aouad G., Geoffroy V., Meyer J.-M., Crovisier J.-L., Damidot D., and Stille P. (2005) Definition of a growth medium to study the alteration of silicates in presence of *Pseudomonas aeruginosa*. *Comptes Rendus Geosciences* 337(15), 1340-1347.

Aouad G., Geoffroy V. A., Meyer J. M., Crovisier J. L., and Stille P. (2003) Trapping and immobilization of toxic elements (Cr, Ni, Cu, Zn) by *Pseudomonas* sp. during the alteration of waste confinement matrix. 4th European Meeting on Environmental Chemistry, Plymouth, England, 10-13 décembre.

Aouad G., Geoffroy V. A., Meyer J. M., Crovisier J. L., Stille P., and Damidot D. (2004) Experimental evidence for a direct use of nutrients (Fe, Mg) from basaltic glass, and MWI bottom ash by *Pseudomonas aeruginosa*. *Goldschmidt Conference, Copenhagen*, 5-11 juin.

Banerjee N. R. and Muehlenbachs K. (2003) Tuff life : bioalteration in volcanoclastic rocks from the Ontong Java Plateau. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, G3 4, 1-22.

Barker W.W., Welch S. A., and Banfield J. F. (1997) Biogeochemical weathering of silicate minerals. In *Geomicrobiology : interactions between microbes and minerals*, vol. 35 (ed. K. H. Nealson), pp. 391-420. Mineralogical Society of America.

Beech I. B. (2003) Sulfate-reducing bacteria in biofilms on metallic materials and corrosion. *Microbiology Today* 30 (aout 2003), 115-117.

Beech I. B. (2004) Corrosion of technical materials in the presence of biofilms—current understanding and state-of-the-art methods of study. *International Biodeterioration & Biodegradation* 53(3), 177-183.

Grundwell F. K. (2003) How do bacteria interact with minerals ? *Hydrometallurgy* 71(1-2), 75-81.

D'Souza F. and Bhosle N. B. (2002) Biofilm development on metal surfaces in tropical marine waters. *Recent Advances in Environmental Science* 29, 441-458.

Ehrich S. and Bock E. (1996) Biogenic sulfuric acid corrosion test procedure for cement bound materials. *International Conference of Cement Microscopy*, 331-341.

Ehrlich H. L. (1996) How microbes influence mineral growth and dissolution. *Chemical Geology* 132 (1-4), 5-9.

Furnes H. and Staudigel H. (1999) Biological mediation in ocean crust alteration: how deep is the deep biosphere ? *Earth and Planetary Science Letters* 166, 97-103.

Garbisu C., Ishii T., Leighton T., and Buchanan B. B. (1996) Bacterial reduction of selenite to elemental selenium. *Chemical Geology* 132(1-4), 199-204.

Hassen A., Saidi N., Cherif M., and Boudabous A. (1998) Effects of heavy metals on *Pseudomonas aeruginosa* and *Bacillus thuringiensis*. *Bioresource Technology* 65, 73-82.

Hiernaux P. (2003) Interaction entre les biofilms et les dépôts minéraux dans les circuits de refroidissement et les réseaux de distribution d'eaux (eaux potables, eaux chaudes sanitaires). 128 pages. Rapport d'étude pour le conseil régional Poitou-Charentes.

Idachaba M. A., Nyavor K., and Egiebor N. O. (2003) Kinetic analysis of data obtained from studies on microbial degradation of cement waste forms, using shrinking core models. *Journal of Hazardous Materials* 99(1), 57-69.

Jones R. A., Koval S. F., and Nesbitt H. W. (2003) Surface alteration of arsenopyrite (FeAsS) by *Thiobacillus ferrooxidans*. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 67(5), 955-965.

Kinzler K., Gehrke T., Telegdi J., and Sand W. (2003) Bioleaching—a result of interfacial processes caused by extracellular polymeric substances (EPS). *Hydrometallurgy* 71(1-2), 83-88.

Knight J., Cheeseman C., and Rogers R. (2002) Microbial influenced degradation of solidified waste binder. *Waste Management* 22(2), 187-193.

Krumbein W. E., Urzi C. E., and Gehrmann C. (1991) Biocorrosion and biodeterioration of antique and medieval glass. *Geomicrobiology Journal* 9, 139-160.

Pantone P., Bodenar F., and Chatelet-Snidaro L. (2004) Mineralogical study of secondary mineral phases from weathered MSWI bottom ash: implications for the modelling and trapping of heavy metals. *Applied Geochemistry* 19(12), 1891-1904.

Schultze-Lam S., Fortin D., Davis B. S., and Beveridge T. J. (1996) Mineralization of bacterial surfaces. *Chemical Geology* 132(1-4), 171-181.

Texier A. C., André Y., Faur-Brasquet C., and Le Cloirec P. (2002) Fixed-bed study for lanthanide (La, Eu, Yb) ions removal from aqueous solutions by immobilized *Pseudomonas aeruginosa* : experimental data and modelization. *Chemosphere* 47, 333-342.