



**HAL**  
open science

## Étude de l'impact de la mise en décharge de déchets de démolition contenant du plâtre

Pascal Viennot, Jean-Michel Schmitt, Daniel Fournier

► **To cite this version:**

Pascal Viennot, Jean-Michel Schmitt, Daniel Fournier. Étude de l'impact de la mise en décharge de déchets de démolition contenant du plâtre. Environnement, Ingénierie & Développement, 1997, N°6 - 2ème Trimestre 1997, pp.39-42. 10.4267/dechets-sciences-techniques.773 . hal-03182953

**HAL Id: hal-03182953**

**<https://hal.science/hal-03182953>**

Submitted on 26 Mar 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

# ÉTUDE DE L'IMPACT DE LA MISE EN DÉCHARGE DE DÉCHETS DE DÉMOLITION CONTENANT DU PLÂTRE

Pascal Viennot \*, Jean-Michel Schmitt \*, Daniel Fournier \*\*

\*Armines/École des mines de Paris, Centre d'informatique géologique - \*\*Syndicat national des industries du plâtre (SNIP)

La présence en décharge de classe III de déchets de démolition contenant du plâtre est essentiellement susceptible de provoquer une augmentation de la quantité de sulfates présente dans les lixiviats. Ces lixiviats peuvent ensuite s'infiltrer dans le substratum de la décharge et être entraînés, le cas échéant, à distance dans une nappe phréatique sous-jacente et la polluer ainsi partiellement. L'impact de ce phénomène a été quantifié par modélisation hydrogéologique du transport conservatif des sulfates dans les formations géologiques. Le second effet principal lié à l'augmentation des concentrations en sulfates dans les lixiviats pourrait résider dans des interactions géochimiques entre les eaux de percolation chargées en sulfates, le terrain encaissant et les eaux souterraines. Une modélisation géochimique permettant de préciser ces interactions a donc également été entreprise<sup>[1]</sup>.

The gypsum included in building demolition wastes stored in « class III » waste disposals could increase the sulphate content of the leach. This leach could percolate into the substratum of the waste disposal site to an aquifer and represent a potential pollution source. Hydrogeological modelling has been used to quantify the consequences of the sulphate transport in geological layers. A second consequence of the sulphate pollution could be a geochemical effect between releasing water, the substratum and groundwater flow. A geochemical modelling has simulated and specified these kind of interactions.

## MODÉLISATION HYDROGÉOLOGIQUE

### Principe général

Le milieu modélisé est représenté par une coupe verticale, d'épaisseur 1 mètre, perpendiculaire à l'exutoire et selon une ligne de courant passant par la décharge (figure I). Sur cette coupe sont inclus, de bas en haut, un aquifère d'épaisseur paramétrée (de 15 à 25 m), la couche du substratum de la décharge d'épaisseur variable (5 à 20 m) et le fond de décharge représenté par une lame d'eau à concentration imposée susceptible de s'infiltrer sous gradient unité dans le substratum. Le but global recherché par les simulations est d'obtenir un

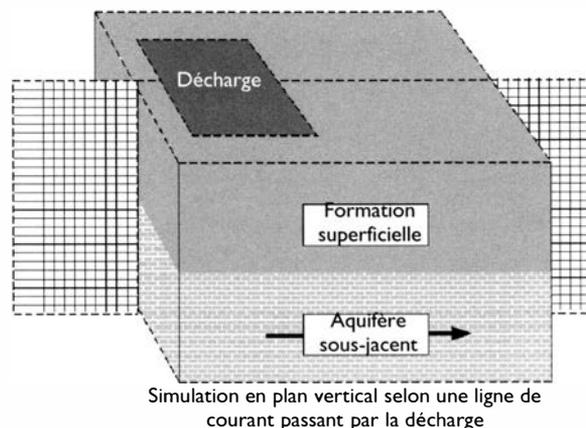


Figure 1 : Représentation du milieu simulé

gradient vertical unité dans le substratum de la décharge (simulation d'un écoulement gravitaire) et un gradient hydraulique moyen représentatif de 0,2 % dans l'aquifère sous-jacent.

### Caractéristiques du dépôt - terme source

Les décharges de classe III, installées sur des sites dits « perméables » sont susceptibles de ne recevoir que des déchets classés « inertes ». On estime que les différents matériaux présents se répartissent généralement de la manière suivante :

- terre de déblais inertes : 60 à 65 % ;
- déblais de démolition « inertes » (bois, ferrailles et plastiques enlevés) : 25 à 30 % (ces déblais contiennent en moyenne 5 % de plâtre) ;
- déchets de béton, tuiles, briques... : 5 % au maximum.

Des simulations de lixiviation, en laboratoire<sup>[2]</sup>, de dépôt de plâtre dans des déblais de démolition, montrent qu'avec un taux voisin de 15 % de plâtre (soit environ trois fois plus que la moyenne), on obtient des lixiviats pratiquement saturés en sulfates (concentrations légèrement supérieures à 1500 mg/litre). Dès que le taux de plâtre est ramené à 3 % dans les déblais, cette concentration en sulfates n'est plus que de l'ordre de 200 mg/litre. Une concentration de 1500 mg/l en sulfates peut donc être considérée comme maximale

(voire par excès) et des valeurs de 150 à 350 mg/l comme représentatives de teneurs attendues sur un site réel de stockage.

A concentration fixée, le flux de sulfates lessivés et susceptibles d'être transférés dans les milieux géologiques sous-jacents va donc dépendre de la quantité d'eau susceptible de s'infiltrer dans le *substratum* de la décharge : cette quantité peut être limitée par la perméabilité même de la formation (sous gradient unité, le débit infiltré est égal à la perméabilité) ou par le bilan hydrique de la décharge qui conditionne ce débit lorsque la perméabilité n'est plus limitante (figure 2).

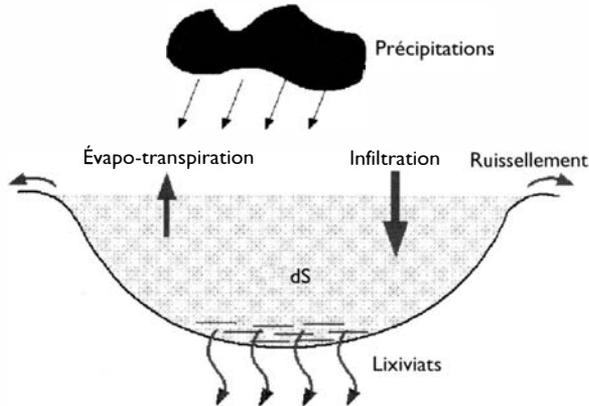


Figure 2 : Principaux éléments du bilan hydrique d'une décharge

Les quantités de lixiviate s'écoulant d'une décharge ont été quantifiées dans une étude<sup>(3)</sup> réalisée en 1986 pour la Commission des communautés européennes sur sept décharges étanches, réparties sur le territoire national. Cette étude a permis de prendre en compte les spécificités techniques de ces décharges ainsi que les modalités d'impact liées au climat (les pluviométries s'échelonnant de 700 à plus de 1000 mm/an).

Globalement, ces suivis de décharges ont fourni un rapport moyen d'efficacité des pluies de l'ordre de 0,25 soit des effluents annuels compris en 175 et 300 mm/an. Ces valeurs sont à rapprocher de celle utilisée par Antea dans une étude réalisée en 1996<sup>(4)</sup> sur les calculs de flux d'eau dans une couverture de stockage de classe I. Une valeur de pluie efficace (sans ruissellement superficiel) de 295 mm/an avait alors été retenue (moyenne sur plus de 40 ans à la station météorologique de Saint-Dizier, Haute-Marne). Dans nos simulations, deux valeurs de débit d'infiltration ont été utilisées : 31,5 l/an/m<sup>2</sup> pour simuler la présence d'un *substratum* peu perméable ( $K = 1,0 \cdot 10^{-9}$  m/s) et 315 l/m<sup>2</sup>/an pour simuler un *substratum* plus perméable ( $K > 1,0 \cdot 10^{-8}$  m/s). Ce débit de 315 litres est déjà supérieur à celui du bilan hydrique et représente donc une valeur par excès.

### Résultats de simulation

Le code de calcul utilisé est le code Metis (Modélisation de l'écoulement et du transport avec interaction en milieu saturé<sup>(5)</sup>) développé par le Centre d'informatique géologique dans le cadre de la CCE et de programmes de recherches

financés par le CEA (IPSN/LDG). Ce modèle tient compte des trois principaux mécanismes du transport en milieu poreux, à savoir :

- la convection : entraînement des éléments en solution dans le mouvement du fluide qui se déplace ;
- la diffusion moléculaire : phénomène physique lié à l'agitation moléculaire qui provoque le transfert de particules des zones à concentration élevée vers les zones à concentration faible ;
- la dispersion cinématique : phénomène de mélange lié à l'hétérogénéité des vitesses au sein du milieu poreux.

Les hypothèses initiales sont une longueur de décharge (dans l'axe de l'écoulement) de 100 m, une porosité cinématique de l'ensemble des formations de 15 %, une diffusion moléculaire de  $1,0 \cdot 10^{-9}$  m<sup>2</sup>/s et des tenseurs de dispersivité faibles (qui limitent le phénomène dispersif et donc maximisent les pics de concentration). De plus, les sulfates présents en solution sont supposés se comporter comme des traceurs parfaits (transport conservatif sans interaction).

Une étude paramétrique sur l'épaisseur du *substratum*, le débit infiltré, l'épaisseur et la perméabilité de la formation aquifère a été réalisée. La figure 3 présente un des types de résultat obtenu : la concentration moyenne calculée sur l'épaisseur de l'aquifère à différentes distances de la déchar-

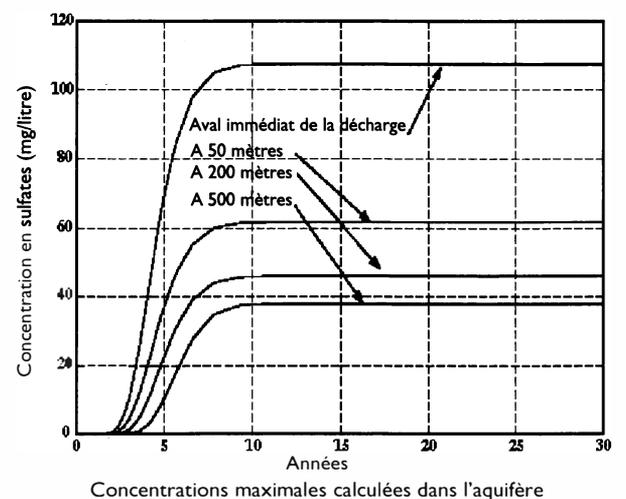
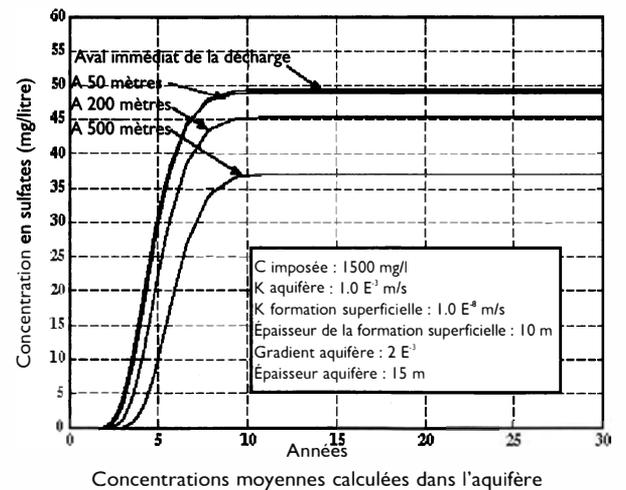


Figure 3 : Exemples de résultats de simulation

ge (la concentration moyenne est la plus représentative des concentrations attendues dans l'eau extraite d'un forage distant, le captage s'effectuant généralement sur toute l'épaisseur de la nappe). Le pallier de concentration obtenu après une dizaine d'années est lié à la concentration imposée constante en fond de décharge (dans nos hypothèses, la quantité initiale de plâtre est telle qu'il faudrait plus de 700 ans pour lessiver la totalité du stock et voir ainsi les concentrations dans les lixiviats décroître). Le même type de courbes, présentant la concentration maximale calculée sur une verticale dans l'aquifère et à différentes distances, a également été réalisé (la concentration maximale peut, par exemple, représenter une concentration mesurée par prélèvement d'échantillon).

L'ensemble des résultats obtenus met en évidence l'importance des propriétés de l'aquifère dans la dilution des lixiviats infiltrés et montre surtout que, malgré une concentration en sulfates très élevée dans les lixiviats (1500 mg/l) et certaines hypothèses d'infiltration supérieure au bilan hydrique d'une décharge sous nos climats tempérés (315 l/m<sup>2</sup>/an), et compte tenu de la géométrie retenue (longueur de 100 m dans l'axe de l'écoulement), les concentrations moyennes dans l'aquifère à proximité immédiate de la décharge ne dépassent pas 100 mg/l. La concentration maximale calculée à 50 mètres de la décharge est au maximum de 130 mg/l dans les hypothèses les plus défavorables. Dans des hypothèses moyennes et réalistes, les concentrations moyennes ne dépassent pas 50 mg/l en tout point et la concentration maximale 60 mg/l à 50 mètres de la décharge.

Ces simulations mettent en évidence le caractère essentiellement hydro-dispersif du transport des polluants liés aux vitesses de circulation des fluides, le phénomène diffusif étant très faible. Il en ressort, qu'en première approximation, la prise en compte d'une longueur de décharge plus importante (200, 300 m) peut s'effectuer en appliquant un facteur multiplicatif aux concentrations moyennes (et non maximales) calculées.

## MODÉLISATIONS GÉOCHIMIQUES

La modélisation géochimique vise à évaluer les réactions possibles entre les eaux de percolation des déchets de plâtre et le milieu géologique récepteur (eaux et phases solides). Les aspects suivants ont été étudiés :

- chimisme du plâtre ;
- spéciation du soufre dans les eaux, et stabilité des sulfates ;
- réactions entre lixiviats et eaux souterraines.

Les simulations ont été réalisées à l'aide des codes « React » pour les calculs de spéciation et Act2 pour le calcul des diagrammes Eh/pH de stabilité des sulfates<sup>[6]</sup>.

### Chimisme du plâtre

Le plâtre commercial est essentiellement constitué de l'hémihydrate artificiel (CaSO<sub>4</sub>.1/2H<sub>2</sub>O (bêta)) avec anhydrite (CaSO<sub>4</sub>) et gypse (CaSO<sub>4</sub>.2H<sub>2</sub>O) comme composants acces-

soires. On peut donc s'attendre à ce que les déchets de plâtre contiennent les mêmes formes minérales, avec prédominance du gypse, forme la plus hydratée et la plus stable dans l'environnement superficiel.

### Spéciation du soufre dans les eaux

La solubilité d'un minéral (en conditions superficielles) peut être illustrée à l'aide d'un diagramme Eh (potentiel d'oxydo-réduction)/pH. Divers diagrammes peuvent être construits en fonction de l'activité d'autres éléments mais des tests de lessivage montrent que les caractéristiques hydrochimiques des lixiviats de déchets de plâtre ne sont pas quelconques (activité du sulfate voisin de 10<sup>-2</sup>, présence en quantité d'ion calcium).

On peut donc supposer que les lixiviats, au sein des déchets, comme au sein des aquifères sont mis en présence de calcite. Le diagramme Eh/pH dans ces conditions est illustré par la figure 4.

Le principal enseignement de ce diagramme est que le sulfate reste en solution en milieu oxydant et neutre à basique. A pH plus acide, il peut précipiter sous forme de gypse (combinaison de SO<sub>4</sub> avec Ca<sup>++</sup> libéré par dissolution de calcite).

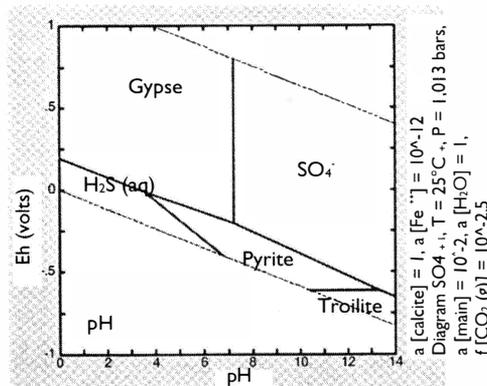


Figure 4 : Diagramme Eh/pH du sulfate en présence de calcite

### Interactions géochimiques des lixiviats avec les aquifères

L'interaction géochimique des lixiviats avec les formations géologiques peut être simulée par création de modèles thermodynamiques suffisamment complets et réalistes. Différents types d'aquifères (dont les modèles thermodynamiques ont été basés sur des cas naturels français) ont été considérés afin de tenir compte des principaux facteurs pouvant modifier les concentrations en sulfates des lixiviats : un aquifère libre de type karstique contenu dans une série calcaro-dolomitique, un aquifère contenu dans une série gréseuse oxydée comportant un ciment siliceux et accessoirement carbonaté et un aquifère également contenu dans une série gréseuse mais à ciment pyriteux.

Pour chaque type d'aquifère, sont calculés les écarts induits sur les concentrations en sulfates par les interactions géochimiques vis-à-vis d'une dilution simple et l'impact que pourraient avoir, à terme, les lixiviats infiltrés sur la phase

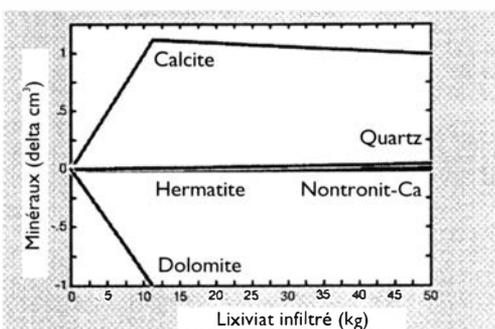
solide de l'encaissant.

A titre d'exemple, les résultats de simulation avec le premier type d'aquifère cité (tableau I) montrent que les concentrations en sulfates évoluent de façon identique à celles d'un mélange pur sans réaction, alors que les concentrations en calcium sont légèrement plus faibles (au moins aux faibles dilutions). La simulation de l'infiltration des lixiviats montre qu'il existe toutefois un impact potentiel sur la phase solide : si la dolomite est présente, elle est remplacée par la calcite, et des traces de quartz et d'argile (nontronite calcique) se forment.

**Tableau I : Concentrations en calcium et sulfates calculées avec interaction sur les eaux de l'aquifère**

Dilution	Ca <sup>++</sup> (mg/l)		SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	
0	600		1500	
2	305	<i>327</i>	769	<i>770</i>
5	154	<i>163</i>	332	<i>332</i>
10	104	<i>109</i>	186	<i>186</i>

Les chiffres en italique indiquent les concentrations calculées par mélange non réactif



**Figure 5 : Evolution volumique de la paragenèse minérale**

Ces modifications restent toutefois mineures et n'auront aucun effet sensible sur la porosité de l'aquifère : la dolomite éventuellement présente est en effet remplacée de façon quasi-isovolumique par la calcite, et la très légère dissolution ultérieure de celle-ci est compensée par les néoformations de quartz et d'argile en traces.

L'étude des données disponibles montre que les lixiviats moyens des déchets de plâtre sont des eaux de pH proche de la neutralité, à caractère plutôt oxydant. Elles sont logiquement à dominante sulfatée calcique mais restent faiblement sous-saturée vis-à-vis du gypse. Elles restent aussi très probablement sous-saturée vis-à-vis de la calcite.

On peut remarquer enfin que l'impact des infiltrations de lixiviats sur la phase solide de l'aquifère est exactement de même nature que celui qui est induit par les eaux météoriques naturelles. On peut même considérer que, sur ce plan, les lixiviats ont un impact plus limité que celui des eaux de pluie du fait qu'ils sont moins acides, et géochimiquement moins agressifs pour les roches banales car plus chargés en sels dissous.

## CONCLUSIONS

Cette étude a mis en évidence les résultats suivants :

– Au niveau chimique, la simulation des interactions possibles entre les lixiviats de déchets de plâtre et les eaux d'aquifères

sous-jacents montre que les concentrations calculées en sulfates ne s'écartent pas, de façon décelable analytiquement, des concentrations obtenue par un simple modèle de mélange. Ceci signifie que dans la quasi-totalité des environnements naturels le sulfate se comporte pratiquement comme un traceur parfait. Ce résultat valide donc les hypothèses retenues lors de la modélisation hydrogéologique.

– La modélisation hydrogéologique montre, que, globalement pour les cas étudiés qui se veulent représentatifs de situations réelles présentes en France, les concentrations moyennes en sulfates calculées dans l'aquifère restent faibles et bien en-deçà des normes de potabilité (250 mg/litre). Ce résultat est d'autant plus significatif que les hypothèses retenues au niveau du terme source sont maximalistes (concentration des lixiviats en sulfates proche de la saturation, débit infiltré important) : en effet, au niveau de décharges de classe III « moyennes », les concentrations en sulfates attendues en fond de site seront d'ores et déjà plus faibles (inférieures à 500 mg/litre) et les concentrations attendues dans les formations sous-jacentes seront donc, elles aussi, en proportion, inférieures à celles calculées.

– Les simulations géochimiques ont enfin montré que l'impact des infiltrations dans les lixiviats, mêmes importantes et répétées, dans les différents aquifères considérés n'ont qu'un effet très limité sur la phase solide.

L'étude montre que les effets de la présence de plâtre dans les décharges de classe III sur la qualité des aquifères sous-jacent restent limités. L'effet le plus notable est l'augmentation de la teneur en sulfates des eaux, mais cette dernière reste en moyenne inférieure à la norme de potabilité européenne, et ces eaux restent moins chargées en sulfates que les eaux naturelles circulant dans les régions gypsifères. La possibilité de pomper l'eau destinée à la consommation humaine à une distance très proche de la décharge (~50 mètres) est généralement préservée.

\* **Pascal Viennot, Jean-Michel Schmitt,**

Armines/École des mines de Paris, Centre d'informatique géologique - 35, rue Saint-Honoré - 77305 Fontainebleau cedex

\*\* **Daniel Fournier**

Syndicat national des industries du plâtre (SNIP) - 3, rue Alfred Roll - 75017 Paris

## Bibliographie

- [1] Syndicat national des industries du plâtre, 1996, *Étude de l'impact de la mise en décharge de déchets de démolition contenant du plâtre*, rapport LHM/RD/96/28, École des mines de Paris/Armines, 51 p.
- [2] CEBTP pour le compte de la FNB, le SNIP et l'Ademe, 1996, *Stockage, évacuation, recyclage des déchets de plâtre*.
- [3] Commission des communautés européennes, 1986, *Évaluation des flux de lixiviats sur sites de décharge*. Rapport final programme R et D protection de l'environnement.
- [4] P. Lardet, J.-J. Séguin, 1996, *Évaluation des performances de systèmes de confinement* : « Étude d'équivalence - phase 3 » volume 1 : *Calcul du flux d'eau dans une couverture de stockage*, Antea, Département méthodes et moyens, 21 p.
- [5] P. Goblet ; 1989, *Programme Metis - Simulation d'écoulement et de transport miscible en milieu poreux et fracturé*, notice de conception au 9/02/1989, rapport technique LHM/RD/89/23, École des mines de Paris.
- [6] G.M. Bethke, *The Geochemist's Workbench, 1994, A users guide to Rxn, Act2, Tact, React and Gtplot*, Hydrogeology Program, University of Illinois.