

APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE DE L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ, DES DÉCHETS STABILISÉS APPLICATION À UN SCÉNARIO

Denis Zmirou*, Yves Perrodin**

Université Joseph Fourier (Grenoble I), Réseau Santé Déchets - Insa de Lyon/Polden, Réseau Santé Déchets

Une des voies d'étude de l'impact sanitaire d'un scénario (existant ou à concevoir) de dépôt ou de valorisation des déchets stabilisés est la mise en œuvre d'une méthode d'évaluation des risques.

Après une présentation de ses étapes fondamentales, cette méthodologie est appliquée à un cas concret : les centres de stockage de déchets inertes.

Le polluant traceur et la population cible considérés sont respectivement le plomb et les enfants de moins de 2 ans qui pourraient consommer l'eau de nappe située en aval du site.

Les résultats de l'étude confortent les options prises par le groupe de travail réuni par le ministère de l'Environnement pour la conception des nouveaux centres de stockage des déchets inertes.

The sanitary impact of a scenario (already existing or to be set up) on the disposal or the reuse of stabilised wastes, can be studied by implementing a risk assessment method.

After presenting the fundamental steps, this method is applied to a real situation that is inert wastes disposal centres.

Lead is considered as the tracer and children under 2, who may drink water from sheets located downstream the site, are considered as the target population.

The study results are consistent with the proposals of the working group on class III. This group was created by the French Ministry of Environment to set up new inert wastes disposal centres.

INTRODUCTION

Les études épidémiologiques ont montré à maintes reprises l'impact sur la santé du stockage non sécurisé de certains déchets industriels non stabilisés (Vianna *et al.* 1984, Janerich *et al.* 1981, NRC 1991). Cependant, même dans des situations de forte contamination des milieux aériens ou hydriques, la mise en évidence, par des études épidémiologiques, de l'impact sanitaire de cette gestion déficiente des déchets est difficile et leurs résultats demeurent parfois incertains (Zmirou *et al.* 1995, Lipscomb 1991).

Dans le cas des déchets stabilisés, l'approche épidémiologique à visée d'investigation est sans doute inadaptée, compte tenu du faible excès de risque attendu et du nombre trop important d'individus à étudier qui en résulte, ce qui poserait de grandes difficultés pour le recueil de données fiables. Afin d'apprécier l'impact sanitaire résiduel de ces déchets stabilisés, une solution alternative est la mise en œuvre d'une approche d'évaluation des risques. Ce type de méthode a, par ailleurs, l'avantage de pouvoir être pratiqué de manière prédictive en vue de la conception de centres de stockage ou de filières de valorisation satisfaisants du point de vue de la santé publique.

Après un bref rappel de son principe, l'évaluation des risques est appliquée ci-après, à titre d'illustration, à un scénario voi-

sin des centres de stockage des déchets inertes, tels que conçus récemment par le ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement (Mate).

L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ : UNE APPROCHE PAR ÉTAPES

Les trois étapes fondamentales de l'évaluation des risques pour la santé sont les suivantes.

Étape 1 : identification des dangers et détermination des relations doses/effets

Elle comprend une description de la toxicité intrinsèque des substances émises par le « terme source » de la pollution ainsi qu'une compréhension des mécanismes d'effet sur la santé. Ces données sont principalement issues de la recherche toxicologique, mais l'épidémiologie, notamment professionnelle, a aussi contribué à mettre en évidence la nocivité de plusieurs produits ou mélanges chimiques.

Étape 2 : évaluation des expositions

Il s'agit ici de décrire les différentes voies, directes et indirectes, par lesquelles les populations vont être mises en contact avec les polluants émis par le « terme source » (contamination des eaux profondes ou de surface, de l'air, des sols et de la chaîne alimentaire), puis d'évaluer les niveaux

de concentrations des polluants dans ces milieux et d'apprécier les modalités (ingestion, inhalation et pénétration cutanée), l'importance et les temps de ces contacts.

Étape 3 : caractérisation du risque

Cette dernière phase de l'étude, consiste à synthétiser l'ensemble des informations acquises lors des phases précédentes et a pour objet l'estimation qualitative et quantitative de l'impact de l'exposition aux composés toxiques sur les populations. Cette étape doit aussi expliciter les hypothèses faites et évaluer les incertitudes de l'exercice (SFSP, 1997).

PRÉSENTATION DU SCÉNARIO ÉTUDIÉ

Le scénario étudié correspond à un centre de stockage de catégorie « G », tel que défini dans le projet en cours du Mate, à l'exception de la surface totale d'exploitation du site prise ici deux fois plus grande. Cette catégorie « G » correspond à des alvéoles recevant des déchets de démolition en mélange (blocs de béton, pierres, tuiles, briques, plâtre...) mais exempts de déchets dangereux et/ou évolutifs (Mate, 1997-98).

Les principaux paramètres du scénario considéré sont présentés dans le tableau I.

Globalement, la contamination de la nappe par les polluants issus du massif de déchets soumis à l'action des eaux de pluie s'effectue en quatre phases (Perrodin *et al*, 1999) :

- la phase initiale correspond à la saturation en eau des déchets de démolition. La capacité d'adsorption en eau des déchets est voisine de 30 %, ce qui induit une période de latence de plusieurs années d'exploitation du site avant l'arrivée de quantités significatives de percolats dans la nappe (sauf cas particulier avec prédominance de chemins préférentiels),
- la seconde phase correspond à la période où les perco-

Tableau I : Principaux paramètres du scénario étudié

Surface totale d'exploitation du site	10 ha (2 fois la surface maximum du site des centres de stockage de type « G »)
Hauteur de déchets	10 m
Pluviométrie	800 mm/an
Pluie efficace (fonction notamment du type de couverture)	80 mm/an
Concentration en polluants dans les percolats de déchets (seuls deux polluants sont pris en compte ici *)	Sulfates : 1600 mg/l maximum Plomb : 0,3 mg/l maximum
Épaisseur de la zone non saturée (sol) située entre les déchets et la nappe	2 m
Transfert des polluants des percolats issus des déchets à travers le sol situé entre les déchets et la nappe	Considéré ici comme total**
Caractéristiques hydrauliques principales de la nappe : Perméabilité x gradient hydraulique	10 ⁻⁶

* Les sulfates correspondent à l'espèce chimique dominante dans les percolats de ce type de déchet. Le plomb correspond à l'un des métaux toxiques présents à des teneurs faibles mais significatives dans ces mêmes percolats (Mate, 1997-98).

** Hypothèse pessimiste mais proche de la réalité pour certains centres de stockage de déchets inertes.

lats commencent à s'écouler dans la nappe (celle-ci se charge alors progressivement en polluants),

- la troisième phase correspond à l'atteinte de la concentration stationnaire en polluants dans la nappe,
- la phase finale correspond à l'épuisement des polluants dans le massif de déchets et à leur baisse progressive dans la nappe.

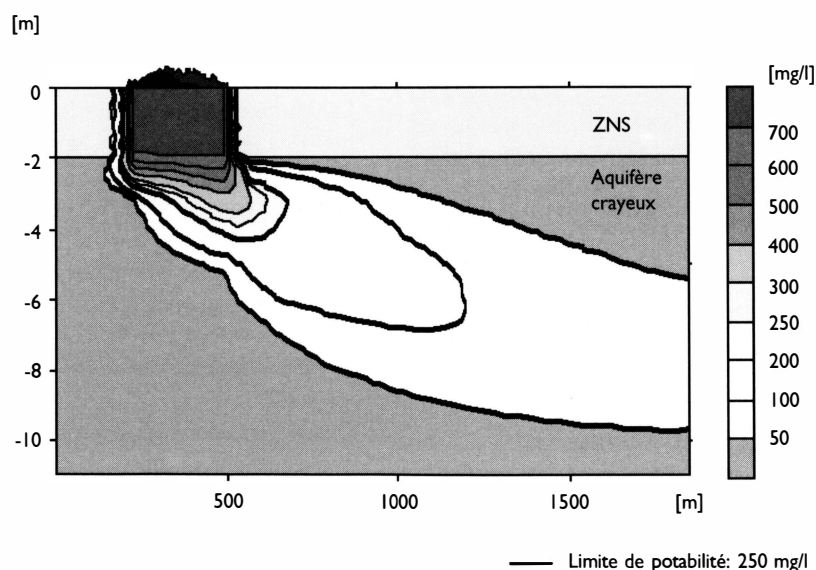


Figure 1 : Représentation des concentrations en sulfates dans la nappe pour le scénario A (d'après une étude BRGM pour le compte du Mate, 1997-98)

C'est lors de la troisième phase que les concentrations en polluants dans la nappe sont les plus importantes. Cette phase représente donc la période critique du scénario en terme de santé publique. La figure 1 montre les concentrations en sulfates obtenues dans la nappe durant cette période (étude BRGM pour le compte du Mate, 1997-98).

Pour la présente étude, il a été considéré que l'eau de nappe servait, sans traitement physico-chimique préalable, à l'alimentation d'un village de 5 000 habitants situé en aval, dont 3 % ont moins de 2 ans.

La distance considérée du point de captage au site est de 150 à 1500 m. Dans ces conditions, la figure n° 1 montre que les concentrations en sulfates dans l'eau captée varient entre 200 et 50 mg/l (selon la distance du site et la profondeur du prélèvement), soit un facteur de dilution des polluants de 8 à 32. Nous supposons ici que ce facteur de dilution s'applique également au plomb, objet de l'évaluation du risque.

EXPOSITION DES POPULATIONS ET IMPACT SUR LA SANTÉ

La population critique vis-à-vis du plomb correspond aux enfants de moins de 2 ans. Leur consommation moyenne en eau est voisine de 0,75 l par jour.

En supposant que l'absorption digestive du plomb chez l'enfant est de 50 % de la quantité ingérée (Inserm, 1999), la dose journalière de plomb attribuable au centre de stockage de déchets inertes voisin est de 3,5 µg (300 µg/l/32 × 0,75 l × 0,5) à 14 µg (300 µg/l/8 × 0,75 l × 0,5).

Ces valeurs sont inférieures à la dose journalière admissible (DJA) en plomb qui a été fixée par l'Organisation mondiale de la santé à 48,5 µg/jour (OMS, 1994). Rappelons qu'une dose journalière admissible, qui est censée préserver de toute conséquence sanitaire néfaste, intègre toutes les voies de contact avec le polluant considéré.

En vue d'une interprétation des résultats, on peut également comparer ces valeurs aux quantités « typiques » de

plomb ingérées par jour et par enfant en milieu rural non exposé (Inserm, 1999) ainsi que calculer le pourcentage de la DJA atteint avec et sans le centre de stockage du scénario étudié (tableau 2).

Une évaluation du risque ne se contente pas d'apprécier l'exposition en référence à des valeurs réglementaires ou des DJA. Lorsque les données s'y prêtent, l'évaluation du risque cherche à estimer les conséquences sanitaires. Ici, on appréciera le risque d'altération du développement psychique des enfants exposés, car la neurotoxicité est, chez le jeune enfant, la conséquence la plus redoutable de l'exposition au plomb. La littérature scientifique ample sur ce sujet a permis d'établir des « fonctions dose-réponse » entre le niveau d'exposition et la dégradation du quotient intellectuel des enfants (Inserm, 1999). Ces données indiquent qu'un apport de +10 µg de plomb par jour dans l'eau de consommation (ou la nourriture) des enfants conduit à une augmentation de la concentration en plomb dans leur sang de +16 µg/l. On estime également que + 100 µg/l de plomb dans le sang d'un enfant peuvent être associés à une baisse du quotient intellectuel de 2 à 3 %.

Il en résulte qu'une ingestion quotidienne de +14 µg de plomb (valeur supérieure calculée pour le scénario étudié) conduit à une concentration qui augmente sensiblement dans le sang, et pour laquelle l'altération hypothétique du QI qui en résulterait serait, en moyenne, de 0,7 %, situation qui ne peut être négligée. Cette dernière observation est toutefois effectuée sous réserve de la linéarité de la fonction « dose-réponse » en question pour la zone des concentrations concernée, ce qui en l'état actuel des connaissances ne peut être ni affirmé, ni infirmé totalement. Il faut également prendre en compte la variabilité des mesures du QI et la variabilité inter-individuelle pour ce paramètre qui sont du même ordre de grandeur.

DISCUSSION ET CONCLUSION

La qualité de l'évaluation des risques dépend de la validité des diverses données utilisées pour son exécution : données physico-chimiques, toxicologiques, épidémiologiques... ainsi que de la construction de scénarios réalistes.

Les incertitudes de l'approche effectuée restent cependant toujours nombreuses. Dans le cas étudié, on peut notamment citer le taux de lixiviation du plomb et des autres polluants sur le long terme, leur comportement dans le sol, la dilution des percolats dans l'aquifère, les données toxicologiques...

Ces incertitudes sont presque toujours présentes, dans le domaine de la gestion des risques liés à l'environnement. L'approche de l'évaluation du risque permet toutefois de fournir des bases plus rationnelles de décision dans ce contexte d'incertitude.

Il faut donc bien garder à l'esprit que l'évaluation des risques ne correspond pas à une réalité mesurée, mais plutôt à une approche scientifique pour mettre en évidence les points sen-

Tableau 2 : Valeurs « typiques » des quantités de plomb ingérées par jour en milieu rural non exposé. Pourcentages de la DJA atteints avec et sans le centre de stockage étudié

Voies d'ingestion	Concentrations moyennes	Quantités ingérées (µg/jour)
Eau	10 µg/l	3
Air	0,2 µg/m ³	0,5
Poussières	10-40 mg/kg	1 - 4
Nourriture	(variable)	7-15
Total Ingestion naturelle		12-22
Total Ingestion avec le centre de stockage		15,5-36
% de la DJA par ingestion naturelle		25-45
% de la DJA avec le centre de stockage		32-74
% de la DJA attribuable au centre de stockage		7 % à 29 %

Source (hors données avec le centre de stockage) : Inserm, 1999

sibles du scénario ainsi que les différents niveaux d'intervention possibles pour améliorer la situation. Elle procède en choisissant des scénarios réalistes, mais souvent délibérément pénalisants, dans une optique de précaution.

Au final, ce type d'approche permet d'alimenter le débat sur les différentes composantes du risque lié aux installations industrielles, notamment les installations de traitement de déchets, ainsi que sur les réglementations qui les régissent. Dans le cas de l'exemple présenté, on peut faire les rappels et observations suivantes :

– Le scénario étudié qui correspond déjà à un certain niveau de technicité par rapport aux pratiques du passé (couverture limitant les entrées d'eau à 10 % de la pluviométrie, acceptation exclusive de déchets de démolition et absence totale de déchets évolutifs...) a été jugé insatisfaisant par le groupe de travail réuni en 1998 par le Mate en vue de la définition des nouveaux centres de stockage des déchets inertes. En effet, celui-ci conduisait à une eau non potabilisable, au sens de l'arrêté de janvier 1989 ($SO_4 > 250$ mg/l), en aval

immédiat du site (voir figure 1). La surface maximum a donc été réduite à 5 ha, de manière à moins solliciter le front de nappe en aval du site et à faire baisser les concentrations en polluants au niveau de celui-ci.

– L'évaluation des risques présentée dans cet article montre une contribution non négligeable du scénario étudié à l'apport quotidien de plomb des populations vivant à proximité du site, et conforte donc la décision prise en 1998 par le groupe de travail du Mate de diviser par deux la surface d'exploitation maximum du site.

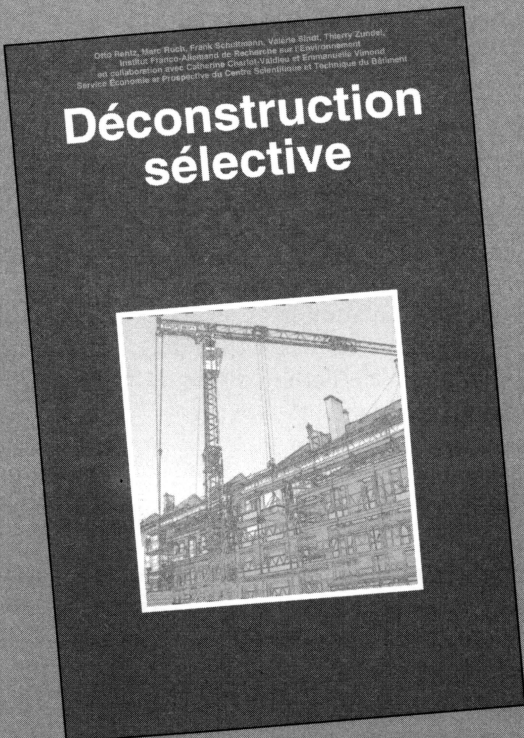
Seul le paramètre « plomb » (un des principaux métaux lourds présents dans les lixiviats des déchets étudiés) a été pris en compte ici. Il conviendra donc d'effectuer le même type d'étude avec les autres polluants minéraux et organiques significativement présents en vue d'une évaluation plus complète des risques sur la santé du scénario étudié. D'une manière générale, l'évaluation des risques est effectuée dans chaque circonstance particulière, et le choix des polluants traceurs est à considérer en fonction de ce contexte.

* Denis Zmirou

Université Joseph Fourier (Grenoble I) et Réseau Santé Déchets - Domaine Universitaire - 621, avenue Centrale - 38400 Saint-Martin-d'Hères

** Yves Perrodin

Insa de Lyon/Polden et Réseau Santé Déchets - Bâtiment CEI - BP 2132 - 27, boulevard du 11 novembre 1918 - 69603 Villeurbanne cedex



Orto Rantz, Marc Rabit, Frank Schwaiblmair, Valérie Sider, Thierry Zumbel, Institut Français d'Assurance de Rachats et de Liquidation, en collaboration avec Catherine Chastel, Valérie et Emmanuel Vennart, Service Economie et Prospective du Centre Scientifique et Technique de l'Équipement

Déconstruction sélective

Format 15*24, 104 pages
 Prix : 132 F TTC
 (125,12 F HT,
 TVA 5,5 % : 6,88 F),
 franco de port.

Société Alpine de Publications
 7, chemin de Gordes - 38100 Grenoble
 Tél. : 04 76 43 28 64 - Fax : 04 76 56 94 09
 Email : E.et.T@wanadoo.fr

Bibliographie

- Deloraine A., Zmirou D., Tillier C., Boucharlat A., Boutti H. *Case-control assessment of the short-term health effects of an industrial toxic waste landfill*. Environ. Research, 1995, 68, 124-132.
- Inserm. *Plomb dans l'environnement. Quels risques pour la santé ?* Collection Expertise Collective, 1999, Paris.
- Janerich DT, Burnett WS, Feck G et al. *Cancer incidence in the Love Canal area*. Science, 1981, 212 : 1404-1407.
- Lagakos SW, Wesson BJ, Zelen M. *An analysis of contaminated well water and health effects in Woburn, Massachusetts*. J. Am. Stat. Assoc. 1986, 81 : 583-596.
- Lipscomb JA, Goldman LN, Satin KP, Smith DF, Vance WA, and Neutra, RR (1991). *A follow-up study of the community near the Mc Call waste disposal site*. Environ. Health Perspect. 94, 15-24.
- Mate (ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement), Service des technologies propres et des déchets. Documents techniques préparés par Polden, le BRGM et le Cete de Lyon en vue de la conception des nouveaux centres de stockage des déchets inertes, 1997-98, Paris.
- NRC (1991) *Environmental epidemiology. Public health and hazardous wastes*. Nat. Acad. Press. Washington DC.
- Perrodin Y., Charbonnier P. & Baranger P. (1999), *Méthodologie de conception des nouveaux centres de stockage des déchets inertes*. Poster, Congrès International Stabilisation des Déchets et Environnement 99, 13-16 Avr. 1999, Lyon-Villeurbanne.
- OMS. Directives de qualité pour eau de boisson. Deuxième édition. Volume I. Recommandations. 1984, Genève.
- Renaudeau C. (1999) *Conséquences métaboliques d'une absorption massive de plomb par l'organisme humain*. Communication orale, Journées d'Information de l'Association générale des hygiénistes et techniciens municipaux, 3-4 déc. 1998, Paris.
- SFSP (Société française de santé publique) 1997. *Science et décision en santé environnementale. Les enjeux de l'évaluation et de la gestion des risques* (D. Bard, A. Cicoletta, M. Jouan, J.L. Potelon, D. Zmirou. Ed.). Santé et Société, n°6, Nancy.
- Vianna NJ, Polan AK. *Incidence of low birth weight among Love Canal residents*. Science, 1984, 226 : 1217 - 1219.
- Zmirou D., Deloraine A., Saviuc P., Tillier C., Boucharlat A., Maury N. *Short term health effects of an industrial toxic waste landfill : a retrospective follow-up study*. Archives Environ. Health, 1994, 49, 228-238.
- Zmirou D., Deloraine A., Dab W., Isnard H. *Incertitude, expertise et décision : les leçons de la décharge de Monchanin*. Rev. Epidemiol. Santé Publ. 1995, 43, 584-593.