

Colloque national
Paris, jeudi 8 juin 2000



FR0107386

INIS-FR--314

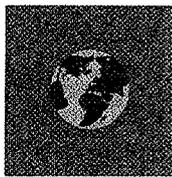
Comportement des déchets et impacts environnementaux

recherches et méthodes

RECUEIL DES INTERVENTIONS



ADEME



PLEASE BE AWARE THAT
ALL OF THE MISSING PAGES IN THIS DOCUMENT
WERE ORIGINALLY BLANK

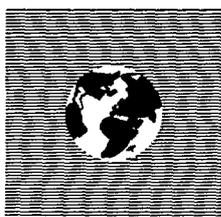
**Comportement des déchets
et impacts environnementaux**
Recherches et méthodes

Recueil des interventions

Paris, le 8 juin 2000

Direction de l'Industrie

A D E M E



Comportement des déchets et impacts environnementaux

Recherches et méthodes

Présentation de la journée

Les politiques de gestion des déchets intègrent de plus en plus la maîtrise des impacts sur les milieux pour fixer les contraintes environnementales associées aux systèmes de traitement et de valorisation des déchets. Cette évolution prend une dimension particulièrement sensible dès que les orientations finales des déchets reposent sur leur "retour" dans l'environnement : stockage, utilisation en techniques routières ou autres formes de valorisation impliquant un contact direct et à long terme des déchets avec les milieux.

La connaissance du comportement des déchets et de leurs impacts sur les milieux constitue par conséquent un enjeu majeur pour l'amélioration des règles et des pratiques environnementales ; elle permettra également d'en faciliter la compréhension et l'acceptation par le grand public.

Pour apporter une réponse concrète à ces attentes, l'ADEME a initié en 1993 un important programme de recherche visant à mettre au point des méthodes d'évaluation de la stabilisation des déchets et de leur écocompatibilité en scénarios.

☛ Afin de diffuser largement les résultats de ces travaux, l'ADEME organise ce colloque national qui doit permettre tout à la fois :

- de présenter les méthodes d'évaluation et les outils qui les composent,
- de décrire leurs applications réglementaires et industrielles,
- d'identifier les axes de recherche à développer pour consolider ces approches et élargir leur domaine de validité.

Le présent recueil des interventions a été élaboré sur la base des contributions écrites transmises par les conférenciers.

SOMMAIRE

➔ Programme de la journée du 8 juin 2000

➔ Contributions écrites transmises par les orateurs

◆ Introduction au colloque par Jacques LABEYRIE, ADEME

La démarche « écocompatibilité des déchets »

◆ Intervention de Laurent CHATEAU, ADEME

◆ Intervention de Stéphane GIN, Commissariat à l'Energie Atomique

Une méthode utilisable par les industriels

◆ Intervention de Anne GOBBEY, ADEME

◆ Intervention de Guy DEPELSENAIRE, SOLVAY S.A.

Écocompatibilité : des acquis aux besoins de recherche

◆ Intervention de Jacques MÉHU, POLDEN, Division INSAVALOR

◆ Intervention de Éric THYBAUD, INERIS

Forum pour dégager des orientations de recherche

◆ Intervention de Patrice PIANTONE et Françoise BODÉANAN, BRGM

◆ Intervention de P. MOSZKOWICZ, L. TIRUTA-BARNA, R. BARNA, INSA Lyon

◆ Intervention de L. JOCTEUR MONROZIER et F. POLY, Université de Lyon 1
et de P. FAIVRE et R. GROS, Université de Savoie

◆ Intervention de Gérard BLAKE, ESIGEC, Université de Savoie

**Introduction au colloque
Comportement des déchets
et impacts environnementaux**

**Jacques LABEYRIE
Directeur Scientifique
ADEME
2, square La Fayette
BP 406
49004 Angers Cedex 01**

Introduction au colloque Comportement des déchets et impacts environnementaux

Jacques LABEYRIE

La gestion des déchets est une obligation récurrente de toute société de consommation. Les réponses apportées évoluent fortement en fonction des conditions socio-économiques du moment, du cadrage de l'autorité publique, et des textes réglementaires de plus en plus nombreux. A titre d'exemple, la loi du 13 juillet 1992 et son objectif 2002 de réduction des quantités de déchets mis en décharge, a des implications fortes dans le panorama actuel. Des modes de gestion alternative se développent en explorant comment intervenir tout au long de la chaîne.

Un effort important est ainsi conduit afin de mettre en place les technologies à un coût économique consenti et capables de :

- réduire la quantité et la nocivité des déchets produits, accumulés ou transformés,
- trouver une valeur ajoutée des déchets par leur recyclage ou la production d'énergie.

De plus, toute démarche de gestion des déchets doit de nos jours répondre à des exigences fortes en matière d'évaluation des risques sanitaires encourus et de mesure des impacts environnementaux générés, à plus forte raison lorsqu'il s'agit d'assurer le retour des déchets ultimes vers l'environnement. A terme le travail sur des méthodes préventives s'accroîtra. La pluridisciplinarité de ce type d'approche nécessite l'implication d'équipes de recherche et de laboratoires ayant des compétences scientifiques et techniques couvrant un spectre très large. De fait, l'obtention de résultats fiables et exploitables résulte d'une forte capacité d'échanges entre les équipes qui n'ont pas pour habitude de travailler ensemble, de la compréhension et de l'intégration des résultats acquis dans des domaines d'activités divers.

En regard de ces enjeux, le rôle de l'ADEME consiste à analyser les besoins en dégagant des problématiques, puis à structurer et animer des programmes de recherche transcrits de cette analyse. Il faut alors réunir les conditions favorables pour motiver et mobiliser des équipes de recherche sur les problèmes posés.

L'indispensable intégration des apports multiples des équipes travaillant sur des questions bien ciblées est assurée au niveau d'une instance de coordination des programmes qui fait appel à des experts extérieurs à l'Agence.

Le souci majeur est de parvenir à concilier l'objectif finalisé et son niveau d'urgence, avec l'échelle de temps d'une recherche et des résultats induits. Vu la complexité des problèmes soulevés il est à souligner que le renouvellement des outils et méthodes par l'introduction des avancées progressives de la recherche s'avère un mécanisme utile.

Présentation des procédures d'évaluation de la stabilisation

Laurent CHATEAU
Ingénieur
Département Milieux et Technologies
Direction de l'Industrie
ADEME
2, square La Fayette
BP 406
49004 Angers Cedex 01

Présentation des procédures d'évaluation de la stabilisation

Laurent CHATEAU

INTRODUCTION - CONTEXTE

Historiquement, le développement des techniques de stabilisation est lié aux dispositions réglementaires relatives au stockage des déchets industriels spéciaux ultimes de 1992 (Arrêtés du 18 décembre 1992 modifiés par ceux du 18 février 1994).

Ce terme générique recouvre différents procédés (solidification/stabilisation par utilisation de liants minéraux, solidification par utilisation de liants organiques et vitrification) qui tous présentent le même objectif : **réduire le plus possible le transfert de la fraction polluante contenue dans le déchet ultime¹, dans le milieu qui l'accueille.**

Parmi eux, la solidification/stabilisation à base de liants minéraux est une filière largement industrialisée (12 installations depuis 1995, 400 000 tonnes/an de DISU¹ traités en 1998).

Dans la réglementation, le caractère stabilisé des déchets n'est vérifié que par le respect de seuils à l'issue d'un test de lixiviation qui est indépendant des conditions de stockage en CSDUS¹, et qui ne permet en aucun cas d'obtenir des informations sur le comportement des déchets stabilisés (en terme d'évolution physico-chimique) ou sur leurs impacts (potentiels ou réels) sur l'environnement.

Il était donc important de compléter ces premières exigences réglementaires par la mise au point de **procédures d'évaluation permettant de faire le point sur les performances réelles que l'on peut attendre des procédés de stabilisation.**

L'objectif premier du programme de travail de l'ADEME est de développer des procédures d'évaluation de la stabilisation satisfaisant notamment les exigences de la Directive Européenne 1999/31/CE du Conseil, du 26 Avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets :

- Dépassement de la logique d'admission actuelle des déchets en CSDUS, en abordant la problématique de l'élimination des déchets stabilisés suivant la démarche d'étude du comportement des déchets en situation ;
- Elimination de certaines précautions inutiles, en rendant possibles des opérations d'orientation de déchets dangereux en décharge de déchets non dangereux, lorsqu'ils présentent des comportements analogues à ceux des déchets non dangereux ;

- Mise en œuvre de procédures comportant deux niveaux d'évaluation :
 - ✓ Un premier niveau, devant **systématiquement** être mis en œuvre pour toute famille de déchets stabilisés² (procédure complète : caractérisation de base),
 - ✓ Un deuxième niveau reposant sur une **procédure simplifiée**, permettant de s'assurer de la conformité des déchets produits en continu par rapport à ceux ayant subi le premier niveau d'évaluation.

Il s'agit donc, dans ce document, de faire le point sur l'état d'avancement du programme d'évaluation de la stabilisation.

Le lecteur pourra également se reporter aux Editions ADEME suivantes :

- "Présentation des procédures d'évaluation de la stabilisation des déchets industriels spéciaux".
- "Procédure d'évaluation de la stabilisation des déchets industriels spéciaux - Guide d'utilisation"³.
- "Procédure d'évaluation de la stabilisation des déchets industriels spéciaux - Description technique"³.

LE PROGRAMME ENGAGE PAR L'ADEME POUR LA REALISATION DES PROCEDURES D'EVALUATION DE LA STABILISATION

Depuis 1993, l'ADEME s'est lancée dans cette démarche en confiant à différents partenaires scientifiques la réalisation d'études spécifiques, visant à définir par type de matrice les méthodes analytiques à mettre en oeuvre pour évaluer la stabilisation.

Quelle que soit la technique concernée, les travaux se sont déroulés selon un schéma identique en quatre étapes présenté dans le tableau 1, mais leur état d'avancement est fonction des matrices concernées.

Remarque : En ce qui concerne la procédure relative aux procédés utilisant des liants thermoplastiques, seule la première étape a été réalisée. C'est pourquoi le cas de ces techniques ne sera pas développé par la suite.

Etape	Contenu	Etat d'avancement		
		Procédés utilisant des liants minéraux	Procédés utilisant des liants organiques	Vitrification
1	Rédaction de la procédure Etablir un outil théorique reposant sur l'identification des paramètres-clés déterminants dans l'évolution du déchet stabilisé	1993 - 1994 Polden - Insavalor	1994 - 1996 LNE Aucune application industrielle n'ayant sérieusement été envisagée jusqu'à présent, il n'est pas exclu que les conditions d'évaluation actuellement proposées soient revues.	1994 - 1996 CEA - Valrhô
2	Validation de la procédure sur des matrices artificielles ou des déchets stabilisés Vérifier expérimentalement la pertinence et la robustesse des tests préconisés dans chaque outil d'évaluation	1995 - 1996 (matrices artificielles : ciment + réactifs de laboratoire simulant les polluants)	/	1996 - 1999 (vitrifiats de déchets et matériaux de référence : verres industriels et analogue naturel)
3	Mise en œuvre sur les procédés exploités industriellement Procéder à une première évaluation des procédés de stabilisation existants, sur des déchets représentatifs de l'activité courante des unités industrielles. Obtenir un retour d'informations sur l'application de la procédure et effectuer une analyse critique de la pertinence des tests et des résultats.	1997-2000 (En cours) France Déchets SARP Industries Séché Eco-Industries	/	1997-1999 Programme VIVALDI (Communauté Urbaine de Bordeaux, UIOM de Cenon, procédé Europlasma)
4	Rédaction d'une procédure simplifiée Disposer d'une procédure permettant : ⇒ d'éviter la mise en œuvre systématique de la procédure dans son ensemble, ⇒ le contrôle de conformité des déchets stabilisés produits en continu par une unité industrielle, ⇒ le contrôle réglementaire.	En cours	/	En cours

Tableau 1. Etat d'avancement du programme d'évaluation de la stabilisation engagé par l'Agence

PRESENTATION DES PROCEDURES

Les procédures d'évaluation ont été rédigées dans le but de répondre à la question suivante :
"Qu'en est-il de la réalité de la stabilisation des polluants au sein d'une matrice de déchets stabilisés, et de la tenue de leur rétention dans le temps ?"

De nombreux facteurs obligent à une différenciation des outils analytiques associés à chaque type de procédé :

- Nature spécifique des matrices de stabilisation (poreuse, vitreuse, etc.),
- Sensibilité au milieu extérieur différente,
- Problématiques d'évaluation techniques, économiques et environnementales spécifiques.

Ce dernier point est important, car il a conditionné l'élaboration des deux procédures. En effet, dans le cas des procédés utilisant des liants minéraux, le contexte dans lequel se fait l'évaluation est celui du stockage en CSDUS qui correspond à la réalité réglementaire française.

Le fait que la vitrification produise une matrice à la structure pérenne, fait que l'orientation vers des scénarios d'élimination (stockage, utilisation) moins contraignants que le stockage en CSDUS est envisageable. Il en résulte une construction particulière sous forme d'un arbre de décision ; l'attribution de valeurs aux seuils associés aux différentes étapes, notamment dans les modules d'orientation associés aux étapes de modélisation (calcul de concentrations relarguées par le vitrifiant dans un scénario donné sur un horizon de temps spécifié et comparaison de ces concentrations à des seuils) en vue d'une éventuelle utilisation réglementaire de la procédure, reste du ressort du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.

Malgré ces différences, il existe une correspondance entre les deux approches et il est possible de regrouper par rubrique les différentes étapes (ou les tests composant ces étapes) des deux procédures d'évaluation telles que cela est décrit sur le schéma 1.

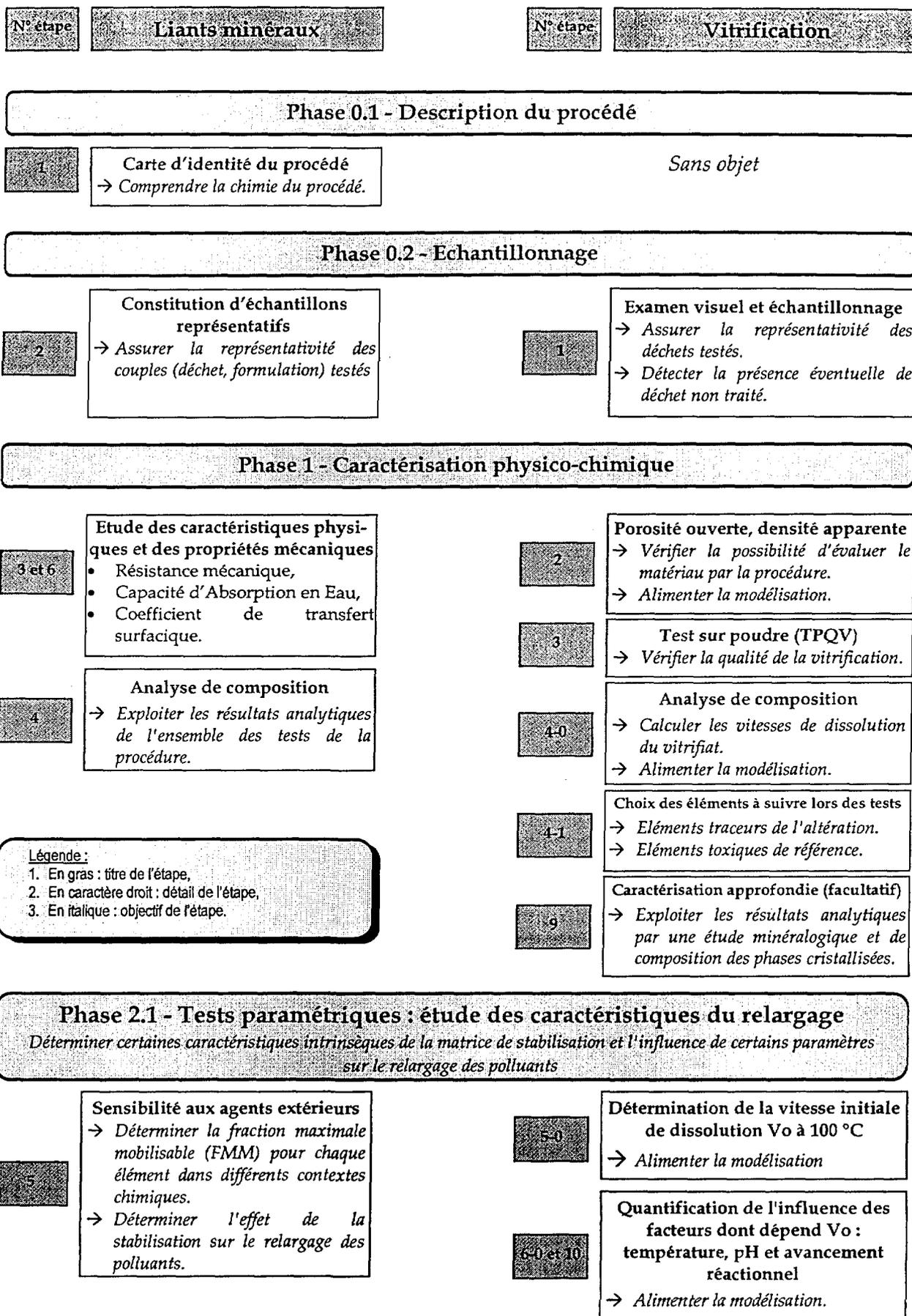


Schéma 1. Correspondance entre les deux procédures d'évaluation de la stabilisation

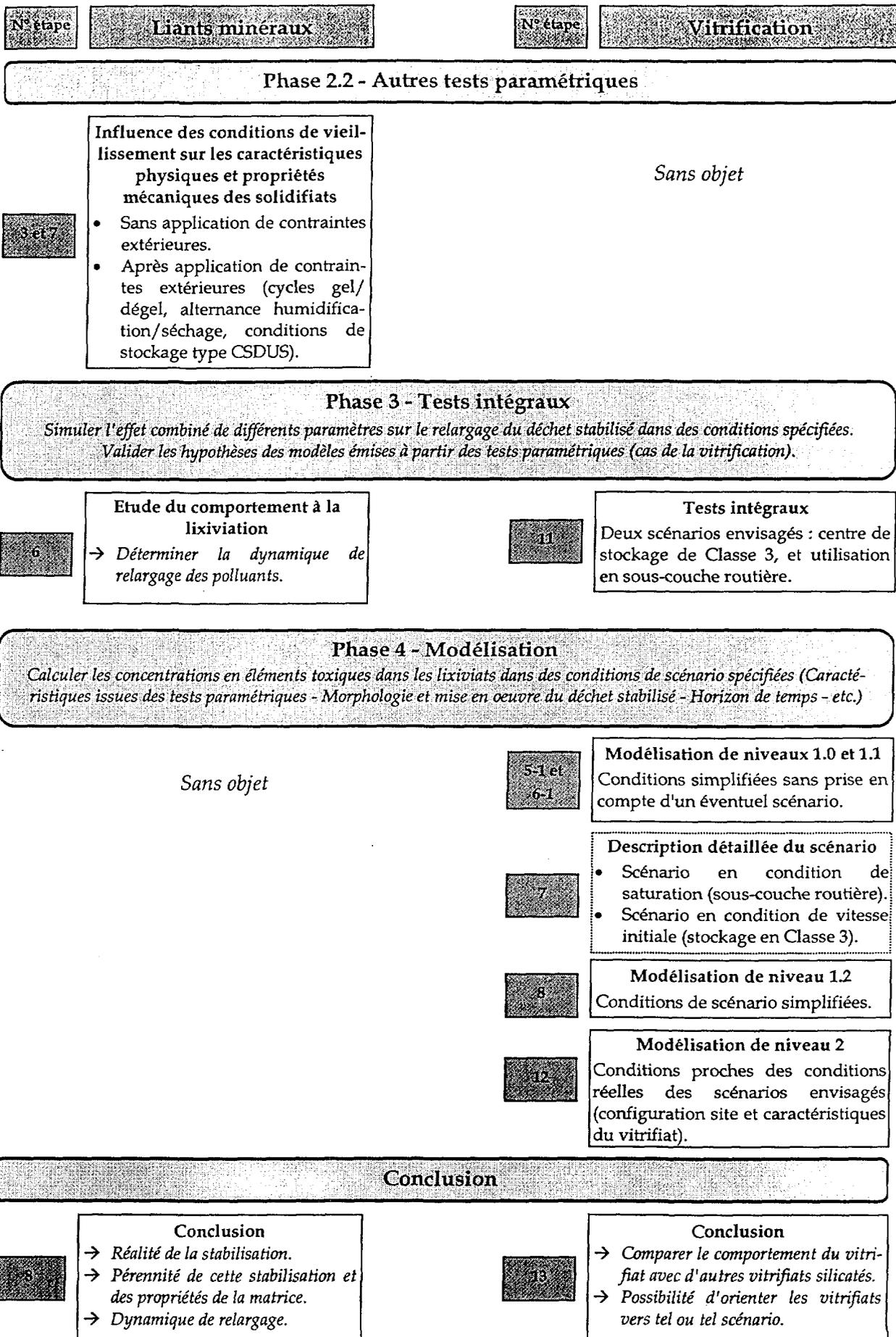


Schéma 1. Correspondance entre les deux procédures d'évaluation de la stabilisation (suite)

MISE EN ŒUVRE INDUSTRIELLE DES PROCEDURES

La mise en œuvre industrielle de la procédure d'évaluation de la solidification/stabilisation à base de liants minéraux chez les trois industriels français concernés (France Déchets, SARP Industries et Séché Eco-Industries) est sur le point de s'achever et a porté sur 14 déchets ou mélanges de déchets. Ces déchets appartiennent aux catégories A et B définies par les arrêtés du 18 Décembre 1992 modifiés, sont classés comme dangereux par le décret n° 97-517 du 15 Mai 1997 et représentent la majorité des 400 000 t de déchets stabilisés chaque année. Il s'agit de Résidus d'Épuration des Fumées d'Incinération de Déchets Industriels (REFIDI), Résidus d'Épuration des Fumées d'Incinération d'Ordures Ménagères (REFIOM), de boues industrielles (boues d'hydroxydes métalliques et boues de lavage de gaz) et de résidus métallurgiques.

Trois partenaires interviennent dans la mise en œuvre de la procédure : l'ADEME, garant de sa bonne exécution, l'industriel exploitant et un laboratoire indépendant exécutant une partie de la procédure.

A ce jour, seul l'ensemble des résultats relatifs à la mise en œuvre de cette procédure par un des trois industriels est disponible. Pour les deux autres industriels, les campagnes de stabilisation des déchets se sont échelonnées de Septembre 1998 à Juillet 1999. Les résultats n'étant pas tous disponibles à l'heure actuelle, la phase d'interprétation des résultats est incomplète.

Suite à la validation expérimentale sur 4 vitrifiats industriels (dont un issu d'un mélange de déchets), deux verres industriels et un analogue naturel, la procédure d'évaluation de la vitrification a été appliquée sur une des deux unités industrielles actuellement en fonctionnement : il s'agit de l'unité de Cenon (Communauté Urbaine de Bordeaux) qui produit des vitrifiats de cendres volantes. Elle a été mise en œuvre par le CEA entre 1997 et 1999 dans le cadre du programme VIVALDI (Vitrifiats VALorisations DIverses).

RESULTATS DE LA VALIDATION INDUSTRIELLE DES PROCEDURES

Comme cela est indiqué dans le tableau 1, la phase de validation industrielle de chaque procédure doit permettre d'obtenir les premières informations sur les performances réelles que l'on peut attendre des techniques de stabilisation, mais également de rédiger les procédures simplifiées. Afin d'atteindre ce second objectif, il est nécessaire dans un premier temps d'identifier les tests les plus pertinents, i.e. ceux qui permettent d'accéder aux paramètres-clés du comportement des déchets stabilisés, et dans un deuxième temps d'en sélectionner certains selon des critères de choix.

Là encore, il est nécessaire de distinguer deux cas de figure en fonction de la technique de stabilisation. En effet, dans le cas de la vitrification, la phase de validation/calibrage de la procédure a notamment été réalisée sur des vitrifiats de déchets industriels. Par ailleurs, en parallèle de cette phase, a eu lieu la première mise en œuvre industrielle de la procédure dans le cadre du programme VIVALDI.

Ainsi, le travail d'exploitation et d'interprétation des résultats de la phase de validation/calibrage a tenu compte des améliorations et des ajustements réalisés lors de la validation industrielle.

Ce travail a notamment porté sur la clarification du mode de présentation, d'exploitation et d'interprétation des résultats, et sur les étapes de modélisation.

Les modes opératoires, quant à eux, ont bénéficié de l'avancée des travaux normatifs, certains tests étant normalisés ou en cours de normalisation.

En ce qui concerne la solidification/stabilisation à base de liants minéraux, le cas est différent dans la mesure où la validation industrielle a été précédée d'une validation expérimentale qui n'a porté que sur des matrices artificielles (matrices ciments dopées en espèces salines et/ou en oxydes métalliques). La transposabilité matrice artificielle / déchet réel n'était donc pas acquise, du fait de la complexité des seconds.

Ainsi, l'étude de la pertinence des tests de la procédure d'évaluation de la solidification/stabilisation à base de liants minéraux s'est déroulée en deux étapes : la première lors de la validation expérimentale et la seconde à partir des résultats de la validation industrielle. Cette dernière a nécessité un travail conséquent d'exploitation et d'interprétation des résultats basé sur des méthodes statistiques (études de dispersion, étude des valeurs suspectes, recherches de corrélations), sur l'utilisation des connaissances des propriétés des matrices ciments, sur le retour d'expérience industrielle relatif à la mise en œuvre des tests et sur l'exploitation de la base de données internationale Cement/Waste Systems (CWS) réalisée et alimentée par le réseau Neural Network Analysis for Prediction of Interactions in Cement/Waste Systems (NNAPICS)⁴.

Cela a permis d'identifier un certain nombre de résultats à utiliser avec précaution voire non exploitables, notamment du fait d'écarts de mise en œuvre par rapport aux protocoles expérimentaux. Ceux-ci ont donc été complétés, car certaines informations essentielles n'avaient pas été intégrées ou n'étaient pas explicitement citées dans la première version de la procédure.

L'ensemble du travail réalisé sur les deux procédures a permis d'aboutir à la rédaction d'une nouvelle version des procédures, chacune se présentant sous la forme de deux documents complémentaires :

- Un guide d'utilisation dans lequel est précisé pour chaque test, l'enjeu (*pourquoi ce test ?*), les objectifs (*quelles sont les caractéristiques recherchées en vue de l'étude du comportement ?*), le mode d'exploitation et d'interprétation des résultats ainsi que les commentaires sur les spécificités du test (*domaine de validité, précisions diverses, comparaison avec d'autres tests existants, etc.*).
- Une description technique des tests à mettre en œuvre, qui détaille précisément chaque mode opératoire, propose des solutions aux différents problèmes pouvant être rencontrés et fournit un mode de présentation des résultats.

IDENTIFICATION DES TESTS PERTINENTS : VERS LA REDACTION D'UNE PROCEDURE SIMPLIFIEE

La pertinence des tests de chaque procédure a été évaluée à partir de l'interprétation des résultats et du retour d'expérience concernant leur mise en œuvre.

Dans un premier temps, cette étude a permis de vérifier la transposabilité des résultats obtenus sur des matrices artificielles aux déchets stabilisés industriellement, et donc d'adapter la procédure à ces déchets.

Dans un second temps, la définition de critères de sélection a permis de sélectionner certains tests parmi ceux identifiés comme pertinents pour caractériser le comportement des déchets stabilisés. Ces critères sont basés sur les éléments suivants :

- Caractéristiques du test (facilité, rapidité, difficultés rencontrées, coût),
- Possibilité d'adapter les conditions opératoires au besoin de simplification (réduction du nombre de paramètres à déterminer ou du nombre de lixiviation à réaliser, cela en fonction des résultats obtenus lors de la mise en œuvre de la procédure complète),
- Cohérence avec le second niveau de la procédure d'admission des déchets en décharge de la Directive européenne (tests de conformité) : tests courts (quelques jours maximum) qui soient, autant que faire ce peut, normalisés ou en cours de normalisation au niveau européen ou national.

Cette seconde phase a permis de fixer un contenu pour les procédures simplifiées (Cf. tableau 2).

Remarque : Il serait logique de ne procéder qu'à une seule évaluation complète par famille de déchet stabilisé, et ceci quel que soit le site la produisant et la date de production. Cela ne sera possible que si l'industriel producteur du déchet stabilisé est en mesure de prouver que sur n'importe quel de ces sites et à n'importe quel moment de la production, les déchets obtenus présentent les mêmes caractéristiques de comportement que ceux ayant fait l'objet de l'évaluation complète.

Cette notion de transposabilité est une problématique majeure. Dans le cas des procédés de solidification/stabilisation utilisant des liants minéraux, le problème est d'une part que les informations fournies par les industriels sont encore limitées dans la mesure où ils veulent conserver au maximum les caractéristiques de leurs procédés au sein d'une "boîte noire", du fait des enjeux industriels. D'autre part, les formulations évoluent fréquemment afin de réduire les coûts (optimisations, changements de réactifs, réalisation préférentielle de mélanges de déchets).

C'est pourquoi, des compléments d'informations sont encore nécessaires pour cerner au mieux le domaine de validité des résultats.

CONCLUSION

En 1993, l'ADEME s'est engagée dans un programme d'évaluation de la stabilisation des déchets industriels spéciaux ultimes, suite à l'évolution de la réglementation relative au stockage de ces déchets.

Cette démarche a été motivée par le fait que, bien que la réglementation fixe des objectifs à atteindre, les moyens de vérification ne sont pas définis. Des **procédures d'évaluation** ont donc été rédigées **afin de faire le point sur les performances réelles que l'on peut attendre des techniques de stabilisation.**

Leur application sur des déchets stabilisés produits industriellement a été réalisée afin de vérifier la transposabilité des résultats obtenus sur des matrices artificielles aux déchets stabilisés et donc de valider la faisabilité des procédures.

Cette étude de la pertinence des tests est une étape importante du programme qui a abouti à la rédaction d'une nouvelle version des procédures d'évaluation de la stabilisation, chacune se décomposant en deux documents : un guide d'utilisation et une description technique. Ils font l'objet d'une publication ADEME.

Caractéristique recherchée	Procédure d'évaluation de la solidification/stabilisation à base de liants minéraux					Procédure d'évaluation de la vitrification				
	Etape de la procédure simplifiée	Etape de la procédure complète	Durée (j)	Coût estimé (F HT)	Commentaires	Etape de la procédure simplifiée	Etape de la procédure complète	Durée (j)	Coût estimé (F HT)	Commentaires
Homogénéité	Constitution d'échantillons représentatifs	2	1	/	Moulage des éprouvettes et des cubes. Maturation : 28 jours	Prélèvement et examen visuel	1	1	/	Identification des différentes zones si hétérogénéité.
						Test TPQV	3	½	2 000	Analyse de l'éluat non comprise dans l'estimation du coût. Test en cours de normalisation : prXP X 30-440.
Propriétés physiques	Etude des propriétés mécaniques	3	½	2 000	Détermination de Rc et Rt uniquement. Test normalisé : NF X 31-212.	Porosité	2	1	1 000	Test normalisé : ISO 5017.
Composition chimique	Caractérisation analytique	4	1 à 2	6 - 12 000	Durée hors préparation : séchage, broyage. Analyse des déchets brut et solidifié/stabilisé.	Analyse de composition	4	1 à 2	3 - 5 000	Durée hors préparation : séchage, broyage. Analyse des majeurs et des toxiques.
Réalité de la stabilisation	Sensibilité des déchets aux agents extérieurs	5.2	7	3 - 6 000	Choix d'un agent lixiviant : eau déminéralisée ou milieu alcalin prioritairement. Choix de 5 à 10 éléments (cations et anions) en fonction des résultats de la procédure complète. Possible utilisation du protocole du test d'influence du pH en conditions stationnaires.					
Comportement	Etude du comportement à la lixiviation	6	7	3 - 5 000	Choix d'un agent lixiviant et de 4-5 éléments (cations et anions) en fonction des résultats de la procédure complète. Suivi du relargage sur 7 jours au lieu de 56. Normalisation au programme de la commission X 30Y.	Détermination de la vitesse initiale de dissolution	5-0	7 à 10	12 - 14 000	Suivi des éléments majeurs sur 7 à 10 jours (ajustement en fonction de la "solubilité" du vitrifié). Test normalisé : XP X 30-403.
TOTAL			7	14 - 25 000				7 à 10	18 - 22 000	

Tableau 2. Proposition des procédures simplifiées

Elle a également permis de proposer des **procédures simplifiées d'évaluation du comportement des déchets stabilisés**, pouvant être utilisées pour des contrôles de conformité de la production courante, pour des contrôles réglementaires et pour toute nouvelle installation produisant un déchet stabilisé caractéristique d'une famille dont le comportement a déjà été évalué par la procédure complète.

Pour cela, des critères de sélection ont été utilisés. Ils tiennent compte à la fois de l'analyse critique des résultats, des caractéristiques des tests (notamment leur possibilité de simplification), et des exigences de la directive européenne sur la mise en décharge.

En particulier, dans le cas de la procédure relative aux procédés de solidification/stabilisation à base de liants minéraux, même si aucune corrélation entre les différents paramètres et caractéristiques mesurés n'a pu être établie, la confrontation des résultats en se basant sur les propriétés des matrices ciments, a permis de choisir les tests les plus appropriés et donc de simplifier certaines étapes.

L'objectif complémentaire visant à **faire le point sur les performances réelles** que l'on peut attendre des procédés, notamment en ce qui concerne l'effective rétention chimique des polluants et sa pérennité est également atteint. La France dispose donc à présent d'outils de caractérisation du comportement des déchets stabilisés qui possèdent d'intéressantes **perspectives de valorisation** grâce à l'évolution réglementaire actuelle.

Notes

1. Dans ce document, on entend par déchets ultimes les déchets industriels spéciaux ultimes (DISU), c'est-à-dire les déchets admissibles en Centre de Stockage de Déchets Ultimes Stabilisés (CSDUS).
2. Une famille de déchets stabilisés est composée de couples (déchet/paramètres de fonctionnement du procédé) qui présentent des caractéristiques de comportement identiques quel que soit le site la produisant et la date de production. Cette notion n'est pas développée ici.
3. Chaque couple (guide d'utilisation / description technique) est propre à un procédé de stabilisation exploité industriellement (Cf. suite de l'intervention).
4. <http://concrete-www.cv.ic.ac.uk/iscowaa/nnapics/intro.html>

Références

- **ADEME**. Procédures d'évaluation de la stabilisation des déchets industriels spéciaux ultimes. 1999 (document ADEME à paraître).
- **Association Française de Normalisation**. Déchets. Détermination du caractère solide massif. NF X 31-212. AFNOR, 1994, 15 p.
- **Association Française de Normalisation**. Caractérisation des déchets. Méthodologie pour la détermination du comportement à la lixiviation d'un déchet dans des conditions spécifiées. XP ENV 12920. AFNOR, 1998, 10 p.
- **Association Française de Normalisation**. Déchets. Vitriifiés silicatés. Essai de détermination de la fraction immédiatement soluble au contact d'une solution d'acide acétique à pH 5. prXP X 30-440. AFNOR, mars 2000.
- **Association Française de Normalisation**. Déchets. Vitriifiés silicatés. Essai de détermination de la vitesse initiale de dissolution au contact d'une solution aqueuse renouvelée régulièrement et régénérée en circuit fermé par évaporation et condensation XP X 30-403. AFNOR, 1999, 20 p.
- **International Standard Organisation**. Produits réfractaires façonnés denses - Détermination de la masse volumique apparente, de la porosité ouverte et de la porosité totale. ISO 5017. ISO, 1998.
- **Journal Officiel**. Arrêtés du 18 Décembre 1992 relatifs au stockage de certains déchets industriels spéciaux ultimes et stabilisés. 30 mars 1993.
- **Journal Officiel des Communautés Européennes**. Directive 1999/31/CE du Conseil, du 26 Avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets. 6 Juillet 1999.
- **STEGEMANN, J. et BUENFELD, N.R.** Neural Network Analysis for Prediction of Interactions in Cement/Waste Systems (NNAPICS). In : *Actes du congrès Stabilisation des Déchets & Environnement 99, Lyon, 13-16 Avril 1999*. Société Alpine de Publication, 1999, pp. 226-231.

**Évaluation du comportement à long terme
des vitrifiats de Refiom produits
à l'UIOM de Cenon
par la Société EUROPLASMA**

Stéphane GIN
Ingénieur de recherches
DRRV/SCD
Laboratoire d'Étude de l'Altérabilité des Matériaux
Commissariat à l'Énergie Atomique
Centre de Valrhô
BP 171
30307 Bagnols/Cèze Cedex

Évaluation du comportement à long terme des vitrifiats de REFIOM produits à l'UIOM de Cenon par la Société EUROPLASMA

Stéphane GIN

Cette présentation fait état des principaux résultats de l'étude de comportement à long terme de vitrifiats de Refiom produits à l'UIOM de Cenon par la société EUROPLASMA. Cette étude a été menée par MM. Gin et Vernaz du CEA (Service de Confinement des Déchets, Centre de Marcoule) en 1998 et 1999 dans le cadre du programme VIVALDI géré par la Communauté Urbaine de Bordeaux. Ce travail a fait l'objet de deux rapports remis au comité scientifique respectivement en octobre 1998 et janvier 2000.

L'expertise du vitrifiat a reposé sur des travaux expérimentaux et des modélisations, selon les préconisations de la procédure d'évaluation de la vitrification de l'ADEME. Le programme a été structuré en deux modules ; le premier dédié évaluation de la durabilité chimique intrinsèque du matériau ; le second dans lequel fut évalué l'impact potentiel des variations de la composition du déchet sur sa performance et dans lequel furent prises en compte les spécificités du scénario pour calculer les relâchements et les comparer aux données acquises sur les plots expérimentaux mis en œuvre à Cenon.

Les travaux menés dans le cadre du **premier module** ont été réalisés sur un échantillon prélevé semaine 6 de l'année 1998 et référencé " Lot 1 ". Ils ont donné les résultats suivants :

- Le vitrifiat présente les caractéristiques macroscopiques d'un verre (cassures conchoïdales, translucidité (pour de faibles épaisseurs à cause des éléments colorants), quasi inexistence de phases cristallisées par examen au microscope, absence de porosité ouverte) (**figure 1**).
- L'absence de porosité ouverte permet de négliger les processus de diffusion dans la structure du matériau et permet de considérer que le vitrifiat ne peut relarguer des polluants que par altération de sa surface externe.
- L'application du protocole TPQV (détection d'infondus par mesure de la fraction spontanément soluble, en cours de normalisation à l'AFNOR) montre que le vitrifiat de Cenon ne contient pas d'infondus solubles ce qui indique que le temps de séjour des cendres dans le four est suffisant pour que le produits soient fondus et bien homogénéisés.
- La masse volumique du vitrifiat est de 2.81 g.cm⁻³.
- L'analyse chimique révèle que l'élément majeur en dehors de l'oxygène est le Ca, suivi par le silicium et l'aluminium (**tableau 1**). La teneur massique en éléments considérés comme toxiques ou indésirables au sens du décret 89-3 relatif à la potabilisation des eaux de consommation humaines est de 2.2% en masse. La principale source de toxicité du vitrifiat, définie par le produit de la fraction massique par le coefficient de toxicité, est le Cr, suivi par le Cd.
- La vitesse initiale qui est la vitesse maximale de dissolution du vitrifiat à une température et à un pH donné, mesurée à 100°C et à pH proche de la neutralité au

moyen d'un appareil Soxhlet est de $12.8 \pm 1.9 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Cette vitesse initiale est une vitesse moyenne pour les vitrifiats de Refiom (Frugier, 1999), elle est environ 7 fois plus élevée que la vitesse initiale de dissolution d'un verre nucléaire ou d'un basalte (figure 2).

- Les vitesses initiales de dissolution du vitrifiat ont été déterminées avec précision dans la gamme de température [30°C ; 100°C] et dans la gamme de pH [pH 3 ; pH 12]. La loi de dépendance de la vitesse initiale avec la température s'écrit $V_0 = A.\exp(-E_a/RT)$ avec $A =$ constante, $E_a =$ énergie d'activation apparente du processus de dissolution du vitrifiat soit $89 \pm 9 \text{ kJ.mol}^{-1}$, $R =$ constante des gaz parfaits, $T =$ température (figure 3). La loi de dépendance de la vitesse initiale avec le pH s'écrit $V_0 = B.10^{n\text{pH}}$, avec $B =$ constante, $n =$ coefficient déterminé par l'expérience et qui prend la valeur de 0.33.

Dans le cadre du **second module** une étude plus fine de la cinétique d'altération du vitrifiat a été réalisée. Elle a permis de cerner les conditions dans lesquelles le vitrifiat s'altère à sa vitesse initiale V_0 et de fournir les équations donnant la diminution de la vitesse de dissolution en milieu peu renouvelé (conditions dites de saturation). Un test statique à fort rapport surface de verre sur volume de solution (S/V) a été réalisé à 30°C pour suivre la cinétique d'altération du vitrifiat (figure 4). La prise en compte de l'évolution de la vitesse en fonction de l'avancement réactionnel dans la modélisation peut se faire en utilisant les lois suivantes :

$$V_{\xi} = \frac{0.042}{\left(\frac{S}{V}\right)^{t_c}}$$

$$V = V_{\xi} \left(\frac{S}{V}\right)$$

$$\frac{V_0}{V} = \frac{V_0(T, pH)}{V}$$

ou V_{ξ} est la formulation générale de la vitesse d'altération fonction de l'avancement réactionnel ξ . La variable ξ est définie par le produit $(S/V).t_c$, où S/V est le rapport surface de verre sur volume de solution, t_c le temps de contact de la solution sur le vitrifiat. V est la vitesse de dissolution du vitrifiat en $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$, V_0 est la vitesse initiale, elle aussi en $\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Par ailleurs, une série de tests en débit a montré que le vitrifiat s'altère à sa vitesse initiale jusque vers $\xi = 15 \text{ j.cm}^{-1}$ avant de diminuer du fait de la saturation de la solution et du développement de produits d'altération protecteurs.

Nous avons également présenté dans le second module les résultats de l'étude de l'influence des variations de composition du déchet sur son altérabilité. La méthodologie suivie est la suivante : nous définissons tout d'abord le domaine de composition des vitrifiats en nous basant sur des analyses périodiques de cendres et de vitrifiats (tableau 2). Huit compositions sont alors définies pour explorer le domaine puis synthétisées au laboratoire. La démarche est ensuite validée en montrant que la durabilité d'un vitrifiat synthétique est la même que celle d'un vitrifiat industriel de même composition. Le travail consiste enfin à borner les vitesses initiales d'altération des vitrifiats. Par ailleurs, nous vérifions que la charge en éléments toxiques modifie le terme source mais ne modifie pas la durabilité de la matrice.

Les conclusions de cette étude ont été les suivantes (figure 5) :

- Du point de vue de la méthodologie, l'exploration du domaine au moyen de vitrifiats élaborés par synthèse au laboratoire est validée par le fait que nous retrouvons la même vitesse initiale, que le vitrifiat soit issu du procédé ou synthétisé à partir des 11 éléments majeurs.
- Le fait de doper un vitrifiat en éléments toxiques ne modifie pas sa durabilité chimique. Ce résultat est lié au fait que les éléments toxiques en question sont des éléments mineurs (0.31 % en moles de cations dans le vitrifiat référencé MB4) et que seuls les éléments majeurs modifient sensiblement la réactivité du vitrifiat.
- En considérant le domaine de composition étendu, nous montrons par des examens aux bornes du domaine que la vitesse de dissolution des vitrifiats EUROPLASMA est comprise entre 7,0 et 22,9 g.m⁻².j⁻¹, soit un facteur 3 entre la vitesse minimale et la vitesse maximale.
- Les vitesses mesurées sont cohérentes entre elles compte tenu des effets connus des éléments formateurs (Si, Al) et des éléments modificateurs (Na, K, Ca).
- Le vitrifiat du procédé référencé Lot 1, qui a servi de référence pour l'étude du comportement à long terme, a une vitesse initiale voisine de la moyenne des vitesses extrêmes. En ce sens, nous pouvons considérer que ce vitrifiat est représentatif de la majorité de la production, ce qui permet de valider l'étude réalisée sur cet échantillon.

Enfin les modélisations initiées dans le module 1 ont bénéficiées dans le module 2 des paramètres de dimensionnement des plots expérimentaux et des premiers résultats d'analyse des lixiviats. Le modèle destiné à calculer le relargage des polluants du vitrifiat stocké dans les plots mis en œuvre à Cenon a été bâti sur les hypothèses suivantes :

- H1 : les précipitations sont supposées efficaces à 100 % (pas d'évaporation).
- H2 : on suppose qu'il n'y a pas d'écoulements latéraux.
- H3 : le vitrifiat se sature en eau progressivement jusqu'à une valeur maximale correspondant à l'indice de saturation I_s (déterminé expérimentalement).
- H4 : le stockage est drainé (pas de stagnation d'eau au-delà de I_s).
- H5 : la vitesse de dissolution du vitrifiat ne dépend que de la température, du pH et du temps de contact.
- H6 : la dissolution du vitrifiat est congruente.
- H7 : le film d'eau sur le vitrifiat a une épaisseur constante.
- H8 : une fois que la quantité d'eau dans le vitrifiat a atteint l'indice de saturation I_s , chaque nouvelle précipitation d'un volume V_{pluie} , chasse par la base de l'alvéole un volume équivalent de lixiviat.
- H9 : l'effet des matières organiques, micro-organismes sur la complexation éventuelle des éléments toxiques est négligé (justifiée par H6).

Le calcul considère deux phases : la première phase correspond à la saturation en eau de la couche de vitrifiat, la seconde correspond à un régime quasi-stationnaire pour lequel le volume d'eau à l'intérieur de la couche de vitrifiat reste constant. Deux calculs sont effectués : le premier en considérant que le vitrifiat s'altère toujours à la vitesse initiale V_0 , le second en considérant que le vitrifiat s'altère à une vitesse réaliste, calculée en fonction du produit $(S/V)t$.

Les calculs montrent qu'il est réaliste de considérer que le vitrifiat s'altère à une vitesse inférieure d'un ordre de grandeur environ à la vitesse initiale V_0 (figure 6). En effet, la modélisation basée sur la vitesse initiale fait ressortir une forte surestimation de la concentration en silicium qui en tout état de cause ne peut dépasser la limite de solubilité apparente du vitrifiat (environ 5 mg.l⁻¹ dans ces conditions). Sur la base d'une vitesse d'altération réaliste, la durée de vie du vitrifiat stocké dans l'alvéole de Cenon serait de 12 millions d'années. En supposant que l'alvéole est correctement drainée, les concentrations en éléments toxiques en sortie du plot restent inférieures au seuil de potabilisation des eaux de consommation humaine (tableau 3). Par ailleurs nous montrons que les concentrations calculées sont proches des concentrations mesurées en sortie des plots. Ces données permettent de penser que le modèle est validé. Toutefois, en raison du faible nombre d'analyses réalisées à ce jour sur les plots nous ne pouvons encore définitivement asseoir cette conclusion.

Enfin, pour situer le niveau de l'impact potentiel du vitrifiat, nous comparons les concentrations calculées dans le cas d'un stockage de basalte dans le même scénario. La comparaison nous permet de conclure que les performances des deux types de matériaux sont assez proches et qu'à ce titre l'impact sur l'environnement d'un stockage de ce vitrifiat devrait être aussi faible que celui causé par une roche basaltique (tableau 4).

Références

- Frugier P. (1999) - Influence de la composition des vitrifiats sur leur altérabilité. Thèse de doctorat de l'Université de Montpellier II.
- Gin S., Caspar A. et Couillaud M. (1999) Procédure d'évaluation des vitrifiats. Rapport final. Rapport technique CEA DRRV n° 99.08.

o o o o

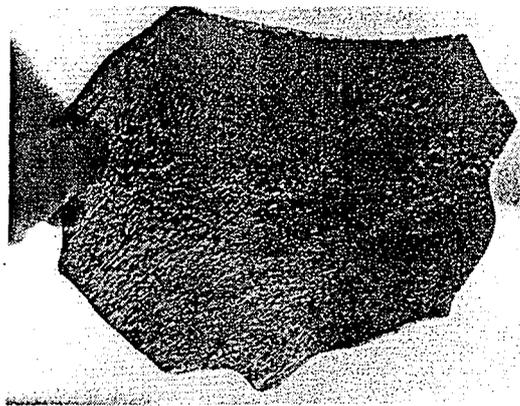


Figure 1. Aspect du vitrifiat de Cenon.

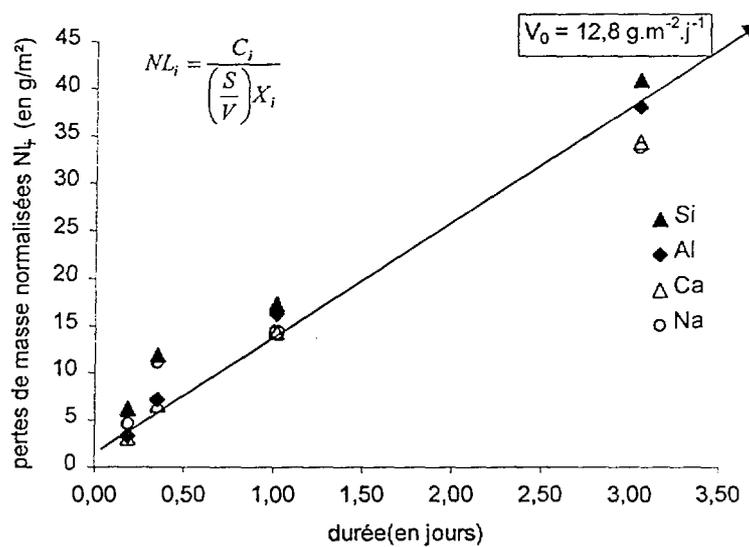


Figure 2. Evolution des pertes de masse normalisées calculées à partir des principaux constituants du vitrifiats. La pente de ces droites donne la **vitesse initiale de dissolution du vitrifiat** à la température de l'essai (ici 100°C). Ci est la concentration de l'élément i dans la solution, S/V est le rapport entre la surface de vitrifiat et le volume de solution et Xi est la fraction massique de l'élément i dans le vitrifiat. Lorsqu'elle est calculée à partir d'un élément mobile, NLi représente la quantité de vitrifiat altéré.

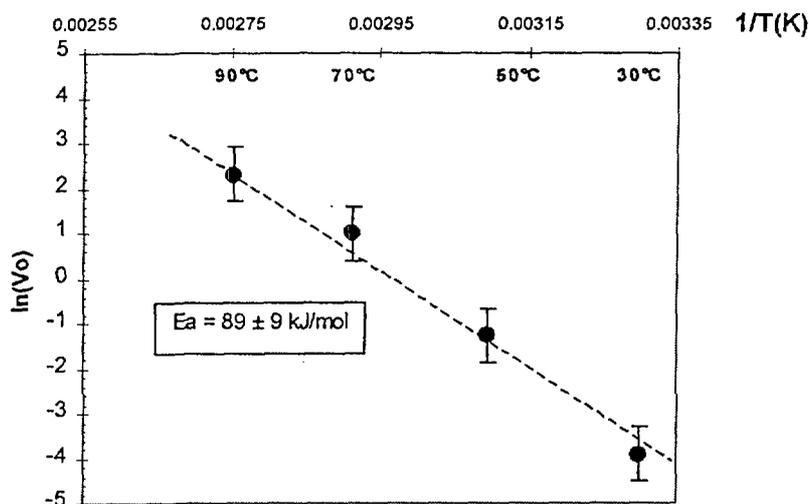
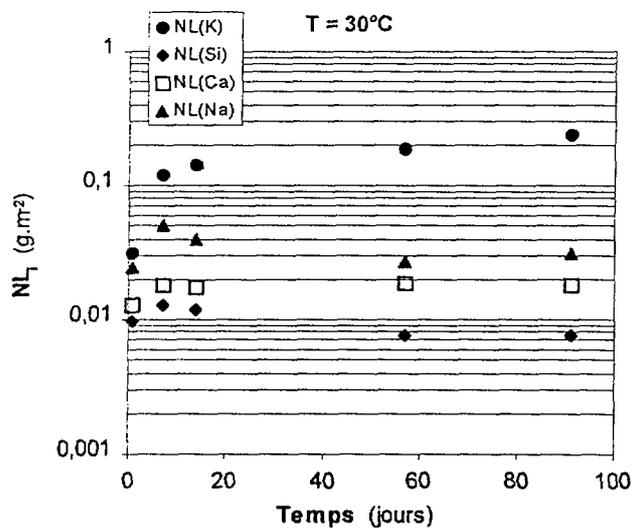


Figure 3. Diagramme d'Arrhénius présentant les vitesses initiales de dissolution du vitrifiat mesurées à 30°C, 50°C, 70°C et 90°C et pH imposé à 8.



Figures 4. Evolution des pertes de masse normalisées calculées à partir des éléments majeurs pour les tests statiques en conditions de saturation à 30°C. Le potassium est l'élément le plus mobile du vitrifiat ; c'est donc à partir de cet élément qu'est calculé la chute de la vitesse d'altération en fonction de l'avancement réactionnel. On tire de cet essai : $NL_K = 0.0422 \ln(t) + 0.0319$ ($r^2 = 0.979$), donc $V = 0.0422/t$ ($\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$). La concentration en silicium est stationnaire après quelques dizaines de jours. Elle correspond à la solubilité apparente du verre.

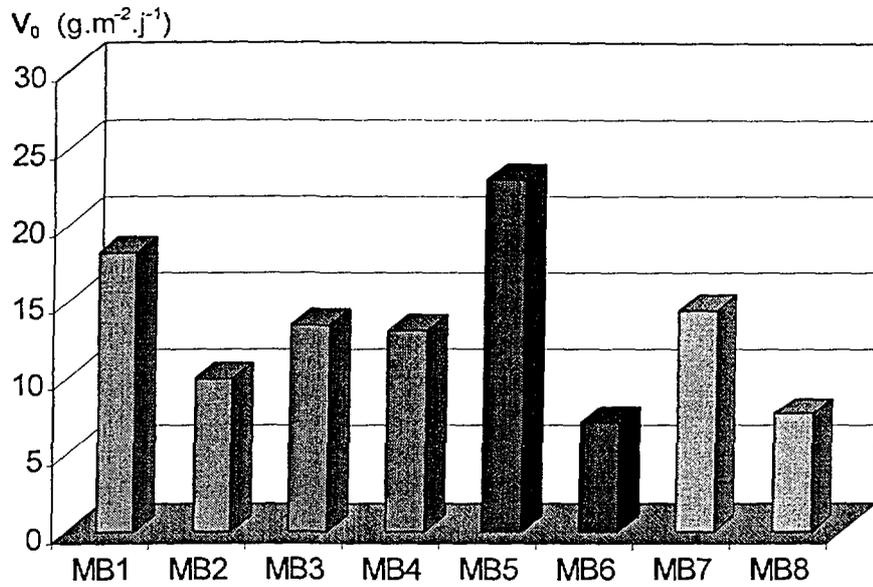


Figure 5. Vitesse initiale de dissolution des huit vitrifiats du domaine EUROPLASMA. **MB1** : V₀ max domaine moyen, **MB2** : V₀ min domaine moyen, **MB3** : lot 1, **MB4** : lot 1 chargé en toxiques, **MB5** : V₀ max domaine étendu, **MB6** : V₀ min domaine étendu, **MB7** composition moyenne, **MB8** : composition enrichie en Si et appauvrie en Al par rapport à la composition moyenne.

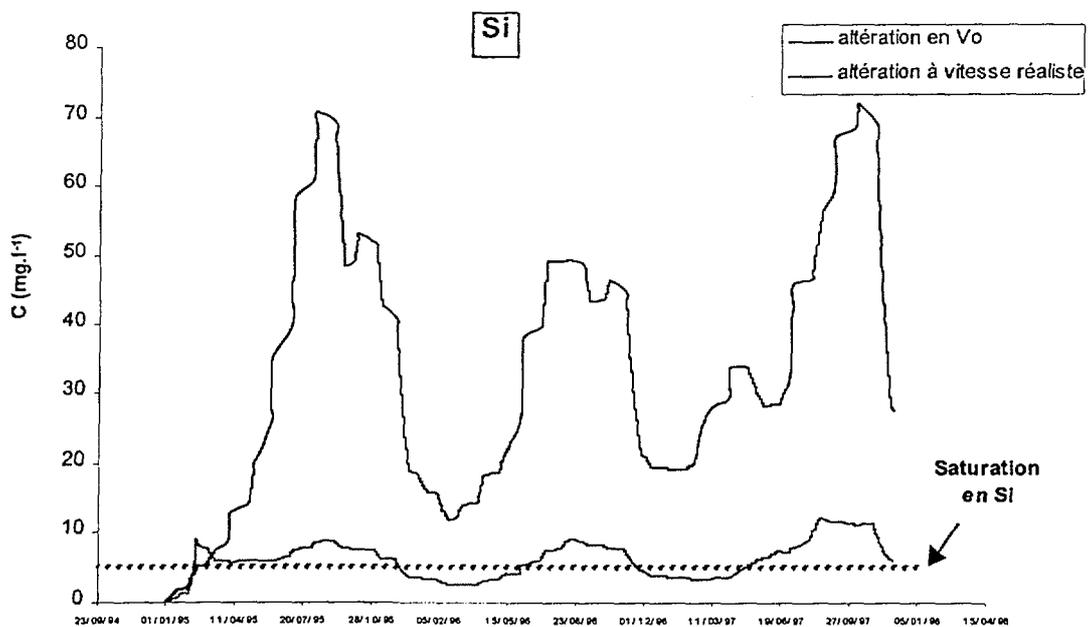


Figure 6. Evolution de la concentration en silicium dissous en fonction du temps dans la simulation du comportement du vitrifiat de Cenon en stockage dans une alvéole (plots expérimentaux).

Vitrifiat Lot 1	
Données en %	
SiO ₂	33,5
Al ₂ O ₃	17,1
CaO	32,2
MgO	3,92
Na ₂ O	2,53
K ₂ O	0,67
Fe ₂ O ₃	1,98
P ₂ O ₅	2,67
TiO ₂	1,88
MnO ₂	0,20
Données en ppm	
PbO	80
Cr ₂ O ₃	780
HgO	<0,1
CdO	40
BaO	1740
ZnO	8590
As ₂ O ₃	26
SnO ₂	1358
NiO	175
CuO	420

Tableau 1. Composition chimique du vitrifiat de Cenon (Lot 1).

	Si	Al	Ca	Na	K	Fe	P	Ti	Mg
Rendement de vitrification (%)	100	100	75	22	5	100	100	100	100
Moyenne	30.47	19.84	34.50	4.82	0.92	1.61	1.68	2.35	3.82
Min	25.61	14.96	25.88	2.76	0.44	0.15	0.41	1.11	2.00
Max	38.23	24.16	41.25	8.18	1.80	3.24	6.32	7.67	7.22
IC(99.9 %)	0.81	0.78	1.25	0.45	0.11	0.16	0.36	0.41	0.43
Borne basse	29.7	19.1	33.2	4.4	0.8	1.5	1.3	1.9	3.4
Borne haute	31.3	20.6	35.7	5.3	1.0	1.8	2.0	2.8	4.2

Tableau 2. Domaine de composition théorique des vitrifiats de REFIOM de Cenon. Données exprimées en pourcentages molaires élémentaires.

	Cr	Cd	Ni	Pb	Zn	As	Mn	Cu	Sn	Ba
Xi (ppm)	534	35	138	74	6900	20	1200	336	1070	1558
Seuil (µg.l ⁻¹)	50	5	50	50	5000	50	50	1000	-	-
Ci calculées	20,9	1,4	5,4	2,9	270	0,8	47	13,2	41,8	61
(µg.l ⁻¹)	± 7,8	± 0,5	± 2,0	± 1,1	± 101	± 0,3	± 18	± 4,9	± 15,7	± 22,8

Tableau 3. Modélisation du comportement du vitrifiat EUROPLASAMA stocké dans les plots à Cenon. Concentrations des éléments toxiques du vitrifiat calculées pour le lot 1 et en supposant que la dissolution est congruente (flux d'éléments toxiques proportionnels au flux de potassium qui est l'élément le plus mobile). Comparaison avec les seuils de potabilisation des eaux de consommation humaine (décret du 3.01.1989). Xi est la fraction massique de l'élément i dans le vitrifiat.

	Cr	Cd	Ni	Pb	As
Vitrifiat ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	20,9 $\pm 7,8$	1,4 $\pm 0,5$	5,4 $\pm 2,0$	2,9 $\pm 1,1$	0,8 $\pm 0,3$
Basalte ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	5.6 ± 1.7	0.12 ± 0.04	2.6 ± 0.8	1.2 ± 0.4	<0.3
seuil ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	50	5	50	50	50

Tableau 4. Modélisation comparée du comportement du vitrifiat EUROPLASMA et du comportement du basalte dans un stockage de type décharge de classe 3 (plots expérimentaux de Cenon). Concentrations des éléments toxiques du vitrifiat de Refiom et du basalte calculées en supposant la dissolution congruente.

Présentation de la méthode d'évaluation de l'écocompatibilité des scénarios de valorisation et de stockage des déchets

Anne GOBBEY
Ingénieur
Département Milieux et Technologies
Direction de l'Industrie
ADEME
2, square La Fayette
BP 406
49004 Angers Cedex 01

Présentation de la méthode d'évaluation de l'écocompatibilité des scénarios de valorisation et de stockage des déchets

Anne GOBBEY

La méthode d'évaluation de l'écocompatibilité de scénarios de stockage et de valorisation des déchets fait l'objet d'une édition de l'ADEME, jointe au dossier des participants à ce colloque. Ce document est une présentation synthétique de la méthode : ses objectifs, les principes généraux retenus pour son élaboration, son contenu et son domaine d'application y sont abordés. Ce document sera complété par un guide d'usage, édité dans l'objectif de permettre une appropriation progressive de la méthode par les personnes intéressées : il consistera notamment en une description précise des outils constitutifs de la méthode, ainsi que des modes d'utilisation de leurs résultats.

Cette contribution n'a donc pas pour but de reprendre les éléments figurant dans ces documents, mais de les compléter. Les différents points qui y sont abordés sont par conséquent : un rappel sur les origines du programme de recherche ayant abouti à la méthode, un résumé de son déroulement, et enfin une discussion sur les caractéristiques de la méthode développée.

Origines du programme de recherche "écocompatibilité"

Partant du constat que la logique d'impact était de plus en plus nécessaire pour l'élaboration de règles de gestion des déchets ultimes garantant d'un bon niveau de protection de l'environnement, l'ADEME a décidé de lancer un important programme de recherche en 1995. Il était en effet nécessaire d'une part de sortir complètement de la logique d'évaluation intrinsèque des déchets - jusque là seule approche employée au niveau réglementaire - pour aller vers une logique d'évaluation en situation, et d'autre part de coupler les évaluations du comportement des déchets avec celles de leurs impacts sur l'environnement.

C'est ainsi qu'est né le concept d'écocompatibilité, qui correspond à une situation où les flux de polluants émis par les déchets - lorsque ceux-ci sont placés dans un certain contexte physique, hydrogéologique, physico-chimique et biologique - sont compatibles avec les flux de polluants acceptables par les milieux récepteurs du site concerné. L'écocompatibilité est donc une notion qui s'applique à l'ensemble constitué de l'ouvrage incluant le déchet et de l'environnement d'accueil de cet ouvrage (sol et eau), et non pas une caractéristique propre du déchet.

L'objectif de l'ADEME était donc de proposer un outil d'aide à la décision permettant de vérifier si cette situation est atteinte, pour un scénario de stockage ou de valorisation donnée, en se basant le plus possible sur des évaluations menées à l'échelle du laboratoire et des travaux de simulation.

Atteindre cet objectif nécessite deux types d'approches complémentaires : en premier lieu, l'évaluation scientifique, qui consiste à obtenir des données fiables permettant de représenter la situation réelle, et en second lieu, la décision politique, qui consiste à choisir des référentiels permettant de juger de la situation, et de conclure sur son écocompatibilité. Le rôle du programme de recherche était bien évidemment d'apporter des réponses sur le premier de ces deux aspects, le deuxième relevant de l'autorité administrative.

Principes et déroulement du programme de recherche

Le principe fondateur du programme de recherche est la constitution d'une équipe pluridisciplinaire regroupant neuf laboratoires, dont un chargé de la coordination technique et scientifique. Chacune de ces équipes était chargée de travailler sur l'évaluation de l'une des composantes de l'ensemble "ouvrage + environnement d'accueil", correspondant à son domaine de compétences.

La première partie du programme, d'une durée d'un an, a consisté en une étude bibliographique, visant à identifier les outils disponibles pour l'évaluation des différentes composantes du système, et à en sélectionner les plus pertinents. Celle-ci a permis d'aboutir à une première proposition de méthode d'évaluation de l'écocompatibilité, sur la base de laquelle a été lancée la deuxième partie du programme.

Celle-ci a consisté en une étude expérimentale, au laboratoire et sur le terrain, de trois scénarios de valorisation de déchets, choisis pour leur forte exposition vis à vis de l'environnement (la description de ces scénarios d'étude figure en annexe du document de présentation de la méthode). Il s'agissait de valider les choix précédemment effectués, et de calibrer l'ensemble de la méthode.

La phase d'expérimentations au laboratoire a donc consisté en une mise en œuvre des tests sélectionnés en première partie du programme.

Les scénarios d'étude ont ensuite été reconstitués en grandeur réelle sur le terrain, les structures étant instrumentées de manière à permettre l'analyse des rejets de polluants et la mesure des impacts sur l'environnement. Le lecteur pourra se reporter au rapport final du programme écocompatibilité, disponible à l'ADEME, pour une description complète des dispositifs mis en œuvre.

A l'issue de ces expérimentations, les résultats obtenus au laboratoire et sur le terrain ont été confrontés, les cohérences et les écarts ont été analysés.

L'exploitation de ces résultats a permis :

- de sélectionner les tests de laboratoire les plus représentatifs, de mieux cerner leurs domaines de validité, et d'ajuster leurs modes opératoires.
- d'orchestrer de manière pertinente les différents tests entre eux, et ainsi de proposer un organigramme pour leur mise en œuvre, qui constitue le corps de la méthode d'évaluation de l'écocompatibilité.

La méthode proposée repose sur l'utilisation de l'approche en scénarios pour l'évaluation de toutes les composantes du système : terme source, transport des polluants dans les sols, et impacts sur les milieux récepteurs sol et eau. Elle comporte ainsi une phase préliminaire incontournable de description du scénario, et propose une nomenclature des scénarios pour chacune des composantes du système. Cette nomenclature sert de base à la sélection des tests à réaliser. La méthode permet ensuite leur mise en œuvre, par la description de leur protocole, ou la référence à une norme le cas échéant. Ces éléments, ainsi que les informations relatives à l'exploitation des résultats, figureront dans le guide d'usage.

Discussion sur la méthode

Le programme de recherche a donc permis de mettre au point une méthode d'évaluation de l'écocompatibilité, sur la base de trois cas concrets.

Cette méthode repose en théorie sur la mise en œuvre de tests de laboratoire, et de travaux de modélisation. Dans la pratique, ceci n'est possible que dans les cas de figures pour lesquels la communauté scientifique dispose d'un recul suffisant. Ainsi, les outils proposés permettent à l'heure actuelle de travailler sur des scénarios impliquant des déchets minéraux stables et non réactifs, dont le vecteur principal de la pollution est l'eau. Pour les situations ne relevant pas de ce domaine de validité, la méthode est bien entendu opérationnelle, mais l'effort de sélection et de validation des tests de laboratoire est plus conséquent.

Il est cependant important de ne pas assimiler totalement les limites des outils d'évaluation de chacune des composantes (déchet, transport, milieux récepteurs), avec les limites de la méthode. Les sujets qu'il conviendrait d'ores et déjà d'améliorer, en vue d'élargir le domaine de validité de la méthode, sont décrits dans le document de présentation. La plupart d'entre eux est fortement reliée à la période de validité de l'évaluation : s'il est relativement aisé de trancher sur l'écocompatibilité d'un scénario dans un horizon de temps court, l'extrapolation dans le temps est plus délicate à réaliser. Elle fait appel d'une part à la modélisation du comportement des déchets, mais aussi à l'évaluation des impacts engendrés par une exposition continue dans le temps sur les milieux récepteurs.

L'organigramme décisionnel proposé dans le document est assez radical, dans le sens où il ne permet de statuer sur l'écocompatibilité d'une situation qu'après avoir déroulé la totalité de la démarche. Il est bien évident qu'il n'est pas exclu a priori d'envisager le recours à des versions allégées dans certains cas. L'exemple de l'utilisation des seuils de potabilité de l'eau en substitution à la phase d'évaluation des impacts - comme pratiqué lors de la construction du projet réglementaire relatif aux décharges pour déchets inertes -, est un exemple intéressant de pragmatisme, même s'il peut être considéré par certains comme une simplification extrême.

Enfin, il convient maintenant d'enclencher une réflexion sur les référentiels associés à la méthode, c'est à dire les "seuils d'écocompatibilité". A ce titre, la notion d'ouvrage ou de scénarios de référence mentionnée dans le document de présentation de la méthode est sans doute à développer, en gardant à l'esprit que les pratiques courantes ne sont malheureusement pas forcément synonymes de référence.

Cette méthode, qui constitue d'ores et déjà un cadre opérationnel pour certains types de déchets et de scénarios, pourra être enrichie au fur et à mesure des résultats de recherche obtenus par ailleurs. Elle présente le mérite incontestable de capitaliser les connaissances acquises dans les différents domaines concernés, et surtout d'en exploiter la complémentarité.

Le souhait de l'ADEME est maintenant de commencer à organiser le retour d'expériences à l'issue des mises en œuvre de la méthode, et d'inviter les chercheurs à proposer des outils d'évaluation complémentaires, en situant bien leur place au sein de la méthode.

**La gestion des anciens dépôts
de résidus de soudières :
la recherche de l'écocompatibilité**

Guy DEPELSENAIRE
Direction Centrale Recherche & Technologie
SOLVAY S.A.
310, rue de Ransbeck
B 1120 Bruxelles

La gestion des anciens dépôts de résidus de soudières : la recherche de l'écocompatibilité

Guy DEPELSENAIRE

1. L'ORIGINE DES DEPOTS

SOLVAY exploite ou a exploité en Europe depuis 1863 (mise en service de la première application industrielle du procédé SOLVAY de fabrication de carbonate de soude) de nombreuses soudières (unités de production de carbonate de soude).

Dans la plupart des sites de production, l'effluent liquide rejeté par le procédé ne peut être rejeté tel quel dans le milieu naturel car il contient des matières en suspension en quantité importante (1 t de Na_2CO_3 produit \pm 0.9 t de boues [\pm 150 kg de matières sèches et 750 kg d'eau]).

Etant donné les caractéristiques physico-chimiques des boues (produits très fins tixotropiques rendant la filtration difficile), la technique utilisée pour séparer les matières en suspension du liquide clair est le lagunage où les solides déposés sont laissés en place.

(transparent n° 1)

2. L'EXPLOITATION DES LAGUNES

Les lagunes où s'effectue la séparation des matières en suspension sont de conception SOLVAY et tiennent compte des caractéristiques physico-chimiques des produits à séparer.

(transparent n° 2)

2.1. MODE DE CONSTRUCTION

Les lagunes sont construites à même le sol, en matériaux drainants, de manière à éviter toute pression hydrostatique sur les parois.

Elles sont surélevées en plusieurs phases et leur hauteur maximale ne dépasse pas 35 m.

Leur superficie est de plusieurs hectares, souvent plusieurs dizaines d'hectares.

(transparent n° 3)

2.2. MODE D'EXPLOITATION

Lors de la première implantation, la hauteur des parois de la lagune est limitée à 3 m. Après remplissage (hauteur du dépôt d'environ 2.5 m), la lagune est mise hors service pendant quelques mois (ressuyage).

Les parois de la lagune sont ensuite rehaussées d'une hauteur de 3 m, toujours avec des matériaux drainants et l'opération de remplissage peut reprendre. L'exploitation se poursuit ainsi pendant plusieurs années (10 à 20 ans) jusqu'à ce que la lagune ait atteint la hauteur maximale autorisée.

(transparent n° 4)

2.3. IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT

Ces lagunes ont un impact de deux types sur l'environnement :

- impact visuel
- impact sur le milieu aquatique
 - nappe phréatique
 - cours d'eau.

(transparent n° 5)

Pendant la période d'exploitation, les problèmes de pollution sont gérés par les arrêtés d'exploitation. Dans le cas présent, l'élément polluant est l'ion " chlorure " et le flux rejeté ne peut engendrer un dépassement de la norme " chlorure " des directives de la CEE régissant la qualité des eaux destinées à la production d'eau potable (notamment la directive 75/440/CEE du 16 juin 1975 concernant la qualité requise des eaux superficielles destinées à la production d'eau alimentaire dans les Etats Membres). Pour l'ion " chlorure ", il s'agit d'une norme " guide " de 200 mg Cl/l. Il n'y a pas de norme impérative.

Lorsque la lagune a atteint sa hauteur maximale autorisée, elle est mise hors service. Elle contient à ce moment :

X tonnes de matières solides, sous forme de boues,

Y tonnes d'ions " chlorure " (saumure d'imprégnation).

(transparent n° 6)

A la mise hors service d'une lagune correspond toujours la mise en service d'une nouvelle lagune et, avec elle, un accroissement de l'impact sur l'environnement.

Par contre, lorsqu'un site est arrêté, il s'établit à partir des lagunes hors service, un régime ± stable de relargage des ions " chlorures " vers les milieux aqueux récepteurs :

C'EST CE REGIME QUE NOUS SOUHAITONS CARACTERISER AFIN D'EN MESURER CORRECTEMENT L'IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT.

(transparent n° 7) (transparent n° 8)

Pour ce faire, nous souhaitons utiliser la méthode de mesure de l'ÉCOCOMPATIBILITE développée par l'ADEME.

3. LA GESTION DES LAGUNES APRES EXPLOITATION

Après exploitation, les lagunes sont souvent gérées de manière empirique et leur devenir reste incertain. En fait, elles restent dans le patrimoine foncier de SOLVAY et, avec le temps, leur impact sur l'environnement se réduit. Il arrive même pour certaines lagunes très anciennes que l'impact devienne positif (réserve naturelle pour la faune et la flore).

Pour tenter dans une certaine mesure de réduire l'impact sur l'environnement des lagunes, certaines mesures sont parfois prises :

- le boisement des parois
- le recouvrement et le boisement de la partie supérieure
- la transformation de la partie supérieure en zone humide.
-

Ces mesures, d'ampleur limitée, ne permettent jamais de considérer les sites des lagunes comme réhabilités et ne permettent que trop rarement de leur donner une autre destination. Dans la plupart des cas, ils restent des sites industriels.

Dans le but de donner à ces anciennes lagunes d'autres destinations (espaces naturels, zones récréatives, ...) répondant aux souhaits des populations voisines, SOLVAY recherche de nouvelles méthodes de gestion et pense que l'outil "ÉCOCOMPATIBILITE" peut apporter une meilleure compréhension de l'impact environnemental des lagunes hors service permettant, en fonction de l'objectif défini, d'apporter les correctifs qui seraient jugés nécessaires.

4. L' « ECOCOMPATIBILITE » UN OUTIL POUR LA GESTION DES ANCIENS DEPOTS DE RESIDUS

4.1. RAPPEL

Actuellement, en France, les anciennes lagunes ont fait l'objet d'études simplifiées des risques. Mais celles-ci ne prennent pas en compte les phrases 50 à 59 qui concernent l'environnement (faune et flore).

Par contre, lors du congrès STAB et ENV. d'avril 1999 à Lyon et de cette journée d'étude, l'ADEME et POLDEN ont présenté les résultats d'un programme d'étude qui a permis la mise au point d'une méthodologie de mesure des impacts sur l'environnement des dépôts de déchets avec pour objectif la caractérisation de la nature du dépôt : ECOCOMPATIBLE ou NON ECOCOMPATIBLE suivant que les flux de polluants atteignant les milieux récepteurs (eaux de surface, eaux souterraines, sol) sont inférieurs ou supérieurs aux flux de polluants acceptables par les milieux récepteurs.

4.2. APPLICATION DE LA METHODOLOGIE “ ECOCOMPATIBILITE ” A UN DEPOT TYPE DE RESIDUS DE SOUDIERE

Pour appliquer la méthodologie “ ECOCOMPATIBILITE ”, SOLVAY souhaite procéder de la manière suivante :

1. Quantification de potentiel polluant global d’un dépôt de résidus de soudière.
2. Caractérisation des modes de dispersion de ce potentiel polluant dans l’environnement (milieux récepteurs).

Ces deux études devraient permettre de définir le terme “ source ”.

3. Quantification des flux de dispersion.
Cette étude devrait permettre de définir le terme “ transfert ”.

4. Quantification de l’impact des polluants sur les milieux récepteurs.
Cette étude devrait permettre de définir le terme “ impact ”.

A partir de cette connaissance du terme impact, il devrait être possible de mesurer l’ECOCOMPATIBILITE du dépôt en comparant le terme IMPACT au terme “ POUVOIR ABSORBANT ” des milieux récepteurs.

4.3. INTERET DES INDUSTRIELS POUR LA MESURE DE L’ECO-COMPATIBILITE

Les industriels n’ont pas pour vocation de gérer indéfiniment leurs anciens dépôts de résidus. De plus en plus souvent, ils souhaiteront, en accord avec les Autorités, alléger leurs charges et leurs responsabilités vis-à-vis de ces anciens dépôts.

SOLVAY pense que la mesure de l’ECOCOMPATIBILITE, en associant la mesure des impacts environnementaux et la mesure des pouvoirs ABSORBANTS des milieux récepteurs, devrait permettre de définir les termes d’une réaffectation de ces anciennes lagunes à d’autres activités du type réserves naturelles, zones récréatives,

5. CONCLUSION

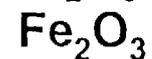
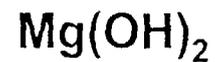
Actuellement, la gestion des anciens dépôts de résidus se fait au cas par cas. Si certains ont déjà retrouvé une nouvelle affectation, ils sont, dans tous les cas, restés la propriété de SOLVAY.

De notre point de vue, la mesure de l’ECOCOMPATIBILITE devrait permettre l’instauration d’un dialogue avec les pouvoirs publics qui pourrait déboucher sur des désengagements de SOLVAY au profit d’activités nouvelles gérées par les collectivités locales.

Soudière - Composition de l'effluent liquide

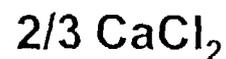
1 tonne de carbonate de soude GENEVE :

- ± 130 kg de déchets solides



- ± 8 m³ de saumure

- ± 1 t Cl-



Variabilité de la composition de l'effluent liquide (en g/kg)

CaSO_4	85-230
CaCO_3	185-435
CaOHCl	<10-243
$\text{Mg}(\text{OH})_2$	32-316
$\text{Ca}(\text{OH})_2$	123-432
Al_2O_3	13-31
Fe_2O_3	7-38
TiO_2	1
SiO_2 total	31-65
CaCl_2	72-127
NaCl	40-61

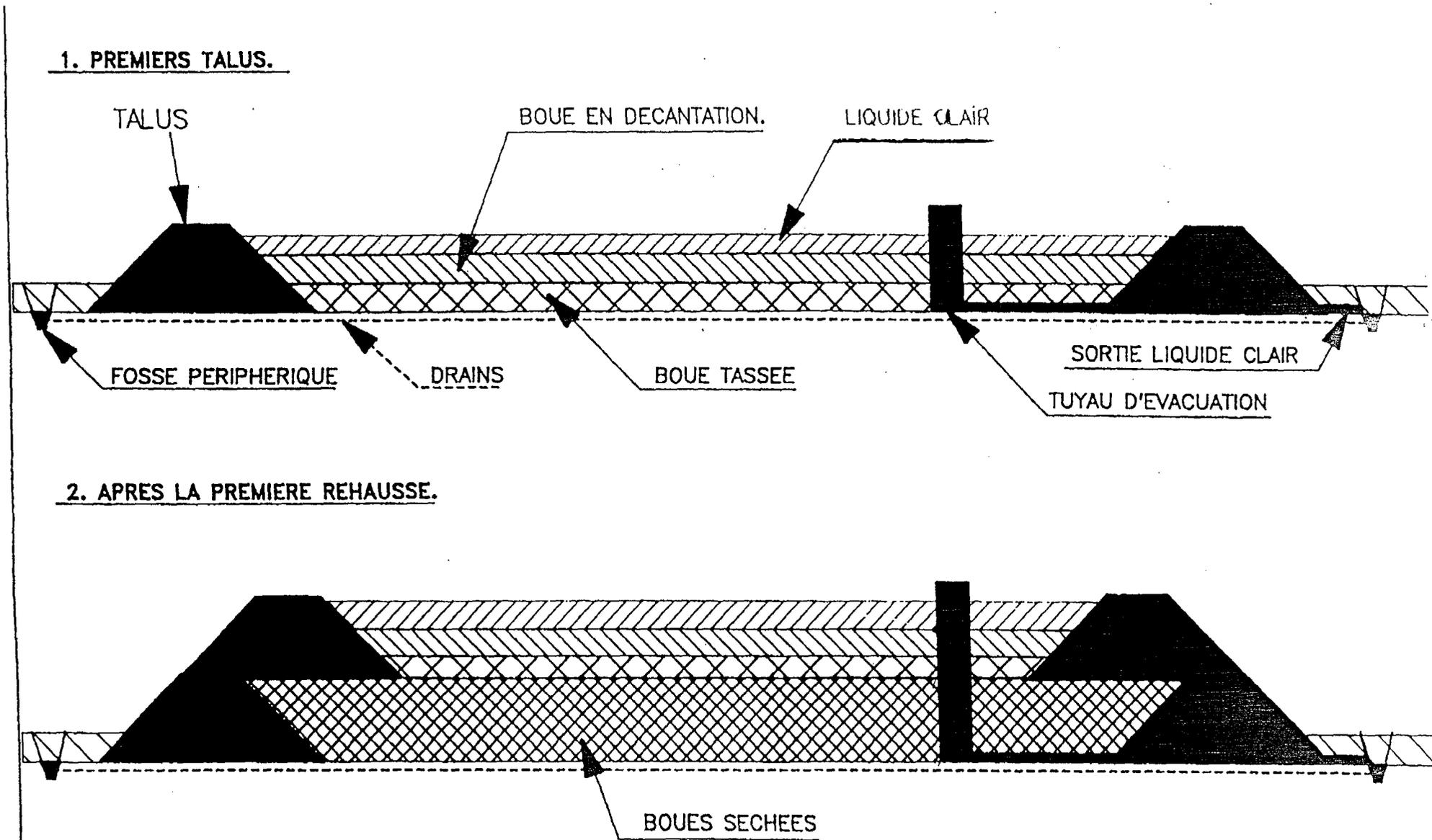


FIGURE 9 - REHAUSSE DES TALUS ET PRINCIPE D'ACCUMULATION DES BOUES. (vue en coupe)

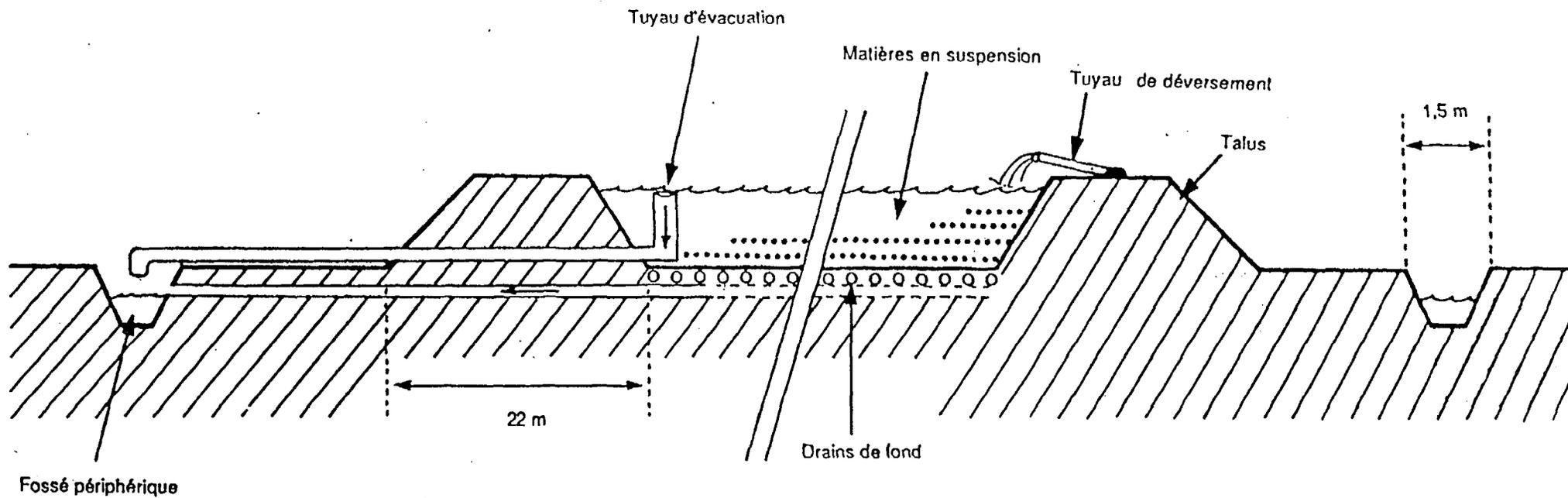


Figure 8 : Schéma illustrant le fonctionnement d'un bassin de décantation - Vue en coupe.

Composition du liquide clair

	Cl (g/l)	CaCl ₂ g/kg	NaCl g/kg
Moyenne	100.9	102.8	40.3
Ecart type	6.7	6.2	2.4
Moyenne 96	106.6	108.1	42.4
Ecart type 96	6.6	6.1	2.4
Moyenne 97	99.2	101.3	39.7
Ecart type 97	3.6	3.3	1.3
Moyenne 98	98.7	100.8	39.5
Ecart type 98	7.3	6.8	2.7
Moyenne 99	100.7	102.7	40.3
Ecart type 99	5.9	5.4	2.1

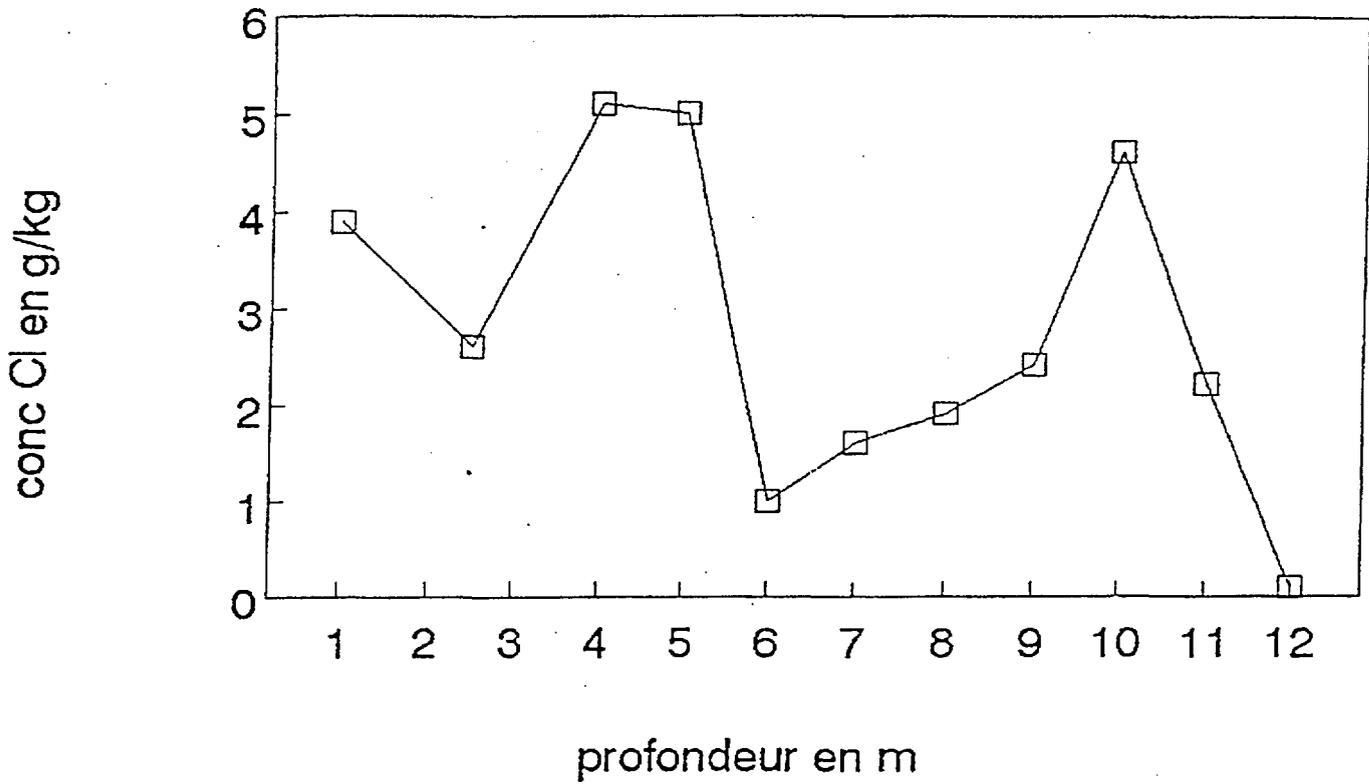
Composition du "Blanc de Digue"

(carotte digue A)

(exploitation arrêtée depuis 15 ans)

CaCO_3	130	g/kg
$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	60	g/kg
Ca(OH)_2	44	g/kg
CaCl_2		70
g/kg		
NaCl	33	g/kg
SiO_2	3	g/kg
Mg(OH)_2	6	g/kg
Fe_2O_3	2	g/kg
Al_2O_3	2	g/kg
H_2O	650	g/kg

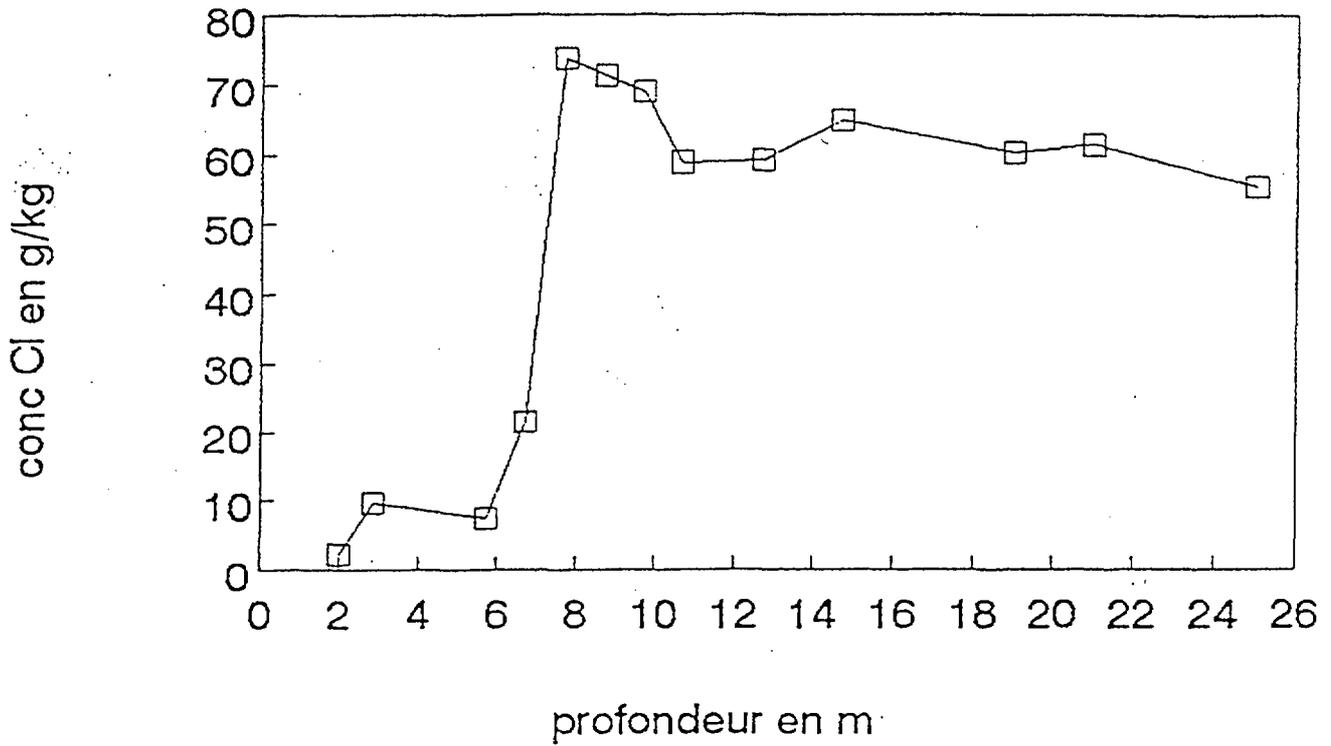
DIGUE DE LA SALINE (Arrêt en 1875)
Evolution des chlorures en fonction de la profondeur



hauteur m	[Cl ⁻] g/kg
1	3.9
2.5	2.6
4	5.1
5	5
6	1
7	1.6
8	1.9
9	2.4
10	4.6
11	2.2
12	0.1

DIGUE A (Arrêt en 1984)

Evolution des chlorures en fonction de la profondeur



hauteur m	[Cl ⁻] g/kg
2	2.2
2.85	9.7
5.7	7.4
6.7	21.5
7.7	73.7
8.7	71.2
9.7	68.9
10.7	58.7
12.7	59
14.7	64.7
19	60.2
21	61.2
25	55.2

État des recherches et de leur application normative et réglementaire dans le domaine du comportement des déchets

Jacques MÉHU
Directeur du Management Environnemental
INSAVALOR Division POLDEN
27, boulevard du 11 novembre 1918
BP 2132
69603 Villeurbanne Cedex

État des recherches et de leur application normative et réglementaire dans le domaine du comportement des déchets

Jacques MEHU

Il est bien sûr impossible de faire ici le tour exhaustif à la fois des recherches et de leur transfert vers le monde normatif et réglementaire. Il faudrait un site Internet connecté et mis à jour en permanence avec les agences de l'environnement de chaque pays "important" dans ce domaine et intégrant au fur et à mesure les principales publications telles que les congrès WASCON, STAB&ENV, et les revues telles que Waste Management, Sciences et Techniques des Déchets,...

Ce n'est pas matériellement impossible. Vu le grand succès qu'avait eu le club européen que nous avons réuni avec l'Association RECORD autour de la notion de dangerosité des déchets, c'est une réflexion à conduire.

En attendant il nous semble qu'une typologie des niveaux d'évaluation peut permettre de circonscrire le sujet et de relativiser la part des critères comportementaux.

1 Typologie des niveaux d'évaluation

1.1 La préqualification statutaire

On la retrouve dans la plupart des pays et des domaines concernés. Au premier chef elle prend en compte le statut des déchets. Tous les pays ont, à leur manière, des listes de déchets liées à l'origine et au processus de fabrication comme notre catalogue européen, le contenu en substances dangereuses ou la nature chimique.

Même quand son attribution est justifiée par des critères comme c'est le cas en Europe avec les 14 critères de la Directive 91/689, il est stipulé qu'il s'agit de "dangerosité" intrinsèque. On peut comprendre cela comme une vision du risque encouru en cas d'abandon dans le milieu naturel, c'est à dire potentiellement générant une exposition maximale pour les cibles (homme y compris). Nous sommes donc par définition hors du champ dit "comportemental".

Vient ensuite le contenu en polluants réputés en eux-mêmes suffisamment dangereux pour que leur présence soit décisive quant au mode de gestion du déchet concerné. Dans la première version de la Directive 91/689, l'annexe II mentionnait pratiquement tous les métaux lourds sans distinction de teneur ni même de spéciation. C'était bien sûr un "parapluie" communautaire. Les polluants choisis ainsi le sont souvent plus sur des effets d'image. Lors de la mise en place de la réglementation classe I, une association de défense de l'environnement avait réclamé un seuil sur le chrome sans référence au degré d'oxydation.

Nous ne reviendrons pas ici sur le syndrome PCB mais 2 mots sur les dioxines, dont la très célèbre 2,3,7,8 TCDD. La teneur en dioxines est maintenant le principal critère d'orientation des déchets au Japon avec un seuil de 3 ng/g en contenu total en dessous duquel par exemple les MIOM peuvent être valorisés et les REFIOM stabilisés mis en décharge de classe II (controlled landfill).

Plus rarement, la préqualification statutaire peut porter sur la filière (ou sur le scénario comme nous dirions aujourd'hui). Citons pour mémoire les distances à respecter entre les lieux de stockage et les habitations ou les captages d'eau. Autre exemple, le mètre minimum de sol non saturé qui doit séparer le fond de la classe III du niveau le plus haut connu de la nappe phréatique. Il s'agit plus de précaution a priori (voire principe du même nom) que de données du comportement.

1.2 Les caractéristiques intrinsèques

La plus largement utilisée est le contenu total en polluants déjà mentionné ci-dessus.

Citons au Pays Bas le "maximum extractible", obtenu grâce au fameux "availability test" (LS50 à pH7 + LS50 à pH4). Si par le passé nous nous sommes, en France, nettement opposés à son usage en tant que critère comportemental dans la modélisation de la lixiviation des monolithes, il paraît raisonnable de l'opposer au contenu total en inorganiques quand ceux-ci font partie intégrante des phases les plus stables de la matrice (silicates, apatite, ...). Une réflexion analogue est en cours en France avec la FMM (Fraction Maximale Extractible).

On peut citer bien entendu par ailleurs tout un ensemble de caractéristiques physico-chimiques telles que la siccité (mais la "pelletabilité" ou du moins la teneur en eau libre ne serait-elle pas plus pertinente), l'éventuel dégagement d'odeur ou le caractère plus ou moins organique.

La confusion existe souvent d'ailleurs entre le complément aux matières minérales mesurées par perte au feu (avec risque de prise en compte d'eau liée), le COT sur brut (plus rigoureux mais limité au seul carbone sous estimant les molécules chlorées par exemple) et le caractère bio évolutif. En tant que tel c'est un critère de comportement soit positif, quand il permet de conduire à la production d'un compost ou au moins à un matériau stabilisé biologiquement, soit négatif notamment quand il est anaérobie et qu'il conduit à des productions de gaz ou à des effluents chargés. Ce caractère bio évolutif est mal pris en compte dans les réglementations faute en partie de méthode normalisée vraiment adaptée au déchet. Une première synthèse de méthodes avait été réalisée par POLDEN pour la DG XI en 1994 dans le cadre des travaux sur H14. Il serait intéressant de refaire le point au niveau de l'AFNOR et pourquoi pas un WG8 au CENTC 292 ?

1.3 Les procédures de conformité

Les plus connues bien sûr ! Il y a les stars internationales (TCLP américain, DIN 38.414S4, X31-210) et les petites sœurs (italiennes, suisses et même japonaises avec les JLT 13 et 46 respectivement pour les déchets et les sols).

Dans tous les cas, l'objectif est clair : fournir des chiffres à comparer à des seuils réglementaires. Deux tendances toutefois : imposer ou non un contexte chimique censé être majorant. Les deux plus connues sont l'acide acétique du TCLP (plus équivalent italien) et le CO2 du TVA suisse (à l'origine le test "INSA") plus autre équivalent italien. Toutes deux reposent sur une hypothèse discutable : l'acide acétique est censé simuler le lixiviat des OM susceptibles d'extraire des

métaux en cas de mise en décharge conjointe avec des déchets industriels. Outre que cette pratique tend (heureusement) à disparaître (disparition programmée dans la Directive Décharge), la complexation biologique est bien plus pénalisante que le simple effet du principal acide gras volatil issu de la biodégradation.

Quant au CO₂, son objectif est de simuler l'eau de pluie. Son bullage en continu comme en Italie est en fait bien plus agressif que ne peut l'être la pluie facilement neutralisée par la capacité tampon de la plupart des déchets.

La plupart des essais de conformité sont mono-extraction. L'exception est l'X31-210 d'origine en 3 extraits destinés à quantifier l'essentiel de la fraction soluble des déchets et le prEN 12 457 dans son option avec ses deux extractions avec 2 temps de contact différents 6h et 18h et ses deux ratios LS 2 et 8. La volonté de ses promoteurs nord européens est une première approche du comportement. Cela semble bien hasardeux vu l'état des connaissances sur le comportement à la lixiviation des matériaux granulaires, c'est à dire, a priori percolants. Après tout, s'il est clair que l'option de base LS10-24h est bien celle à utiliser "maintenant", il sera toujours temps de revenir sur cette option quand nous en serons à la vérification des critères comportementaux !

1.4 Les procédures de comportement en scénarios

C'est bien sûr le domaine de l'ENV 12920. L'origine est française (on l'ignore parfois !). Elle a été conçue par un certain nombre d'experts français membres de l'X30Y miroir du CENTC 292 WG6 pour prévenir les éventuels usages abusifs de la démarche nord européenne d'alors. Cette démarche nord européenne, elle même dérivée des travaux de l'American Nuclear Society et du Water Technical Center canadien, prônait des modèles de comportement standards (diffusionnel apparent pour les monolithes et cinétique du premier ordre pour les granulaires) et une boîte à outils "clés en main" toute prête (Availability Test, Tank Leaching test et Column Test). Le WG6 a été créé pour les entériner, nous n'avions qu'à signer en bas de la page.

La réalité a été différente. L'objection des experts français était que rien, ni dans les tests, ni dans la modélisation, ne rendait compte de la réalité du scénario. De la tendance du relargage du plomb dans une eau acidifiée à pH 4 et renouvelée souvent, avec un modèle considérant comme nulle la concentration à l'interface, comment pourrait-on conclure sur le comportement d'un solidifié de plusieurs milliers de tonnes, peut-être carbonaté en surface et pour lequel le contact avec l'eau sera limité par la mise en œuvre d'un ratio à 10⁻² ou 10⁻³ par an ?

Les 3 exigences françaises ont donc porté sur :

1. La description préalable du scénario en terme de facteur d'influence sur l'émission des polluants ;
2. La définition des essais en réponse à une question précise (influence de paramètres identifiés d'où le nom de tests paramétriques) ;
3. La prédiction du relargage dans les conditions du scénario y compris l'échelle de temps sur la base d'un modèle approprié, transparent (par opposition aux boîtes noires) et validé ou calibré par des tests de simulation.

Cette logique d'évaluation globale intégrant avec un souci de cohérence la description de la réalité industrielle, l'effet des paramètres du scénario et la modélisation prédictive est, à notre connaissance, unique. Elle interpelle et intéresse beaucoup nos "voisins" Américains et Japonais.

1.5 Les essais de simulation

Les essais de simulation font partie des outils préconisés par l'ENV 12 920 pour le calibrage et la validation des modèles de prédiction.

Compte tenu de la complexité (et du coût !) de leur mise en œuvre, ils sont, a priori, hors du champ de la réglementation et même de la normalisation.

Ils pourront toutefois peut-être faire l'objet d'un guide méthodologique de mise en œuvre. Il est important de distinguer pour cela deux types de dispositifs expérimentaux :

- Les opérations de démonstration à caractère expérimentale
- Les essais pilotes en "maquettes de scénarios"

Les premiers reflètent une réalité industrielle dans toute sa complexité, les seconds sont les compléments indispensables des tests de laboratoire pour la finalisation et le calibrage des modèles.

Le tableau ci-après synthétise les spécificités de ces trois niveaux d'évaluation comportementale.

Description des différents niveaux d'évaluation	Échelle Laboratoire	Échelle pilote	Échelle industrielle
localisation	Au laboratoire	Plate forme d'essais au laboratoire ou en centre de recherche, maquettes de scénarios	Chantiers industriels expérimentaux
niveau d'évaluation	Essais paramétriques et multiparamétriques,	Simulation en conditions réelles reconstituées en maquettes	Conditions Réelles
caractéristiques	Conditions contrôlées et imposées à l'échelle du laboratoire	Conditions contrôlées et imposées par le scénario reconstitué, suivi permanent,	Conditions imposées par le vrai scénario, aucun contrôle possible, suivi discontinu,
objectif	Établir un modèle comportemental	Valider et calibrer le modèle comportemental	- Mettre en œuvre une démonstration complète de l'opération - Confirmer le schéma de prédiction
avantages	- Bon contrôle - Lisibilité directe des relations cause/effet	- Bon contrôle - Première intégration de l'effet d'échelle - Première intégration des actions de synergie et d'antagonisme entre facteurs du scénario -Intégration possible des différents maillons du scénario (source/transfert/cible)	- Effet d'échelle réel y compris contraintes d'utilisation (circulation pour les ouvrages routiers, contraintes météorologiques importantes,...) - Intégration d'effets diffus générés par des facteurs non forcément pris en compte dans la description du scénario
inconvénients	- contraintes artificielles - simulation très limitée - effet d'échelle - pas d'intégration possible des différents maillons du scénario (source/transfert/cible)	- Insuffisant pour la démonstration industrielle - Aucunes contraintes de l'utilisation	- Expérimentation lourde et coûteuse - transposition à d'autres situations pas nécessairement possible

2 Illustration : cas d'application de procédures comportementales dans le domaine réglementaire et para-réglementaire.

2.1 Procédures incluant la modélisation prédictive du comportement en scénarios

C'est bien sûr aux Pays Bas qu'on trouve actuellement le meilleur, voire le seul, exemple d'une telle procédure réglementaire. Il s'agit du BMD (Building Material Decree) publié dans sa dernière version début 2000.

La gestion et l'évaluation des déchets des Pays-Bas relèvent d'une démarche originale, basée sur les possibilités de réutilisation des déchets comme matériaux de construction et non pas sur les modalités de leur élimination en décharge. Ce concept résulte d'une longue pratique en matière d'utilisation de résidus industriels comme matériaux de construction.

Une telle démarche vise à réduire le gisement de déchets à mettre en décharge, d'une part, et à compléter d'autre part le gisement néerlandais limité de matériaux naturels pour le BTP.

Le Building Material Decree constitue le texte de base de cette démarche. Il concerne l'utilisation de matériaux de construction - y compris donc lorsqu'ils sont issus de déchets - :

- Sur le sol,
- Dans le sol,
- Dans les eaux de surface,

sous forme de travaux de génie hydraulique, de construction de routes, de construction de bâtiments (à l'exception des travaux de construction à l'intérieur), de travaux de terrassement, de remblai ou encore de construction de ponts, de quais, etc.

Le Building Material Decree définit une classification des matériaux de construction sur la base de leur composition et de leur flux potentiel de polluants vis-à-vis du sol et des eaux de surface.

Les matériaux dont le contenu total en composés organiques est inférieur aux seuils définis en annexe du Decree pourront, selon le relargage de leurs constituants minéraux potentiellement polluants :

- Soit être utilisés sans précaution environnementale particulière (matériaux de catégorie 1) ;
- Soit être utilisés avec des mesures de protection permettant de ramener le flux potentiel de polluants estimé au niveau de celui des matériaux de catégorie 1 (matériaux de catégorie 2).

Les matériaux dont le contenu total en composés organiques est supérieur aux seuils, ou dont le flux de constituants minéraux potentiellement polluants ne peut pas être ramené au niveau de la première catégorie ne doivent pas être utilisés dans les travaux de construction.

Trois types de matériaux font exception dans cette classification :

- Les mâchefers d'incinération d'ordures ménagères peuvent dépasser les seuils de composition et de potentiel polluant à condition qu'ils fassent l'objet de mesures de protection spéciales. Ils ne doivent pas être utilisés dans les eaux de surfaces, sauf autorisation spéciale.
- Les matériaux de construction contenant des enrobés bitumineux aux goudrons peuvent dépasser les seuils de composition en HAP à condition qu'ils fassent l'objet de mesures de protection spéciales et que leur composition et leur flux potentiel de polluants (à l'exception des HAP) respectent les seuils définissant les catégories 1 et 2 dans le cas général. Ils ne doivent pas être utilisés dans les eaux de surfaces, sauf autorisation spéciale.
- La terre dont la composition (contenu total en composés organiques et minéraux) est inférieure à un seuil donné est considérée comme une terre propre et il n'est pas nécessaire de déterminer son potentiel polluant.

Les flux potentiels de polluants minéraux atteignant le milieu récepteur sont déterminés par le calcul, sur la base des résultats d'essais en laboratoire, et exprimés en mg/m^2 pour 100 ans sur la base d'une transposition d'échelle simple et intégrant tout un ensemble de facteurs empiriques de correction.

Si les valeurs de relargage cumulé résultant de l'essai de lixiviation approprié ne permettent pas d'atteindre dans les conditions spécifiées de son utilisation, les valeurs limites données en terme de flux potentiel de polluants, alors des mesures de protection du matériau doivent être prises vis-à-vis du contact avec les eaux de pluie.

2.2 Procédures d'orientation et d'évaluation de filières de traitement

Les 3 illustrations françaises sont :

- Les PEAs de l'ADEME. En ce qui concerne la PEA "liants minéraux" qui fut la première développée en 1994, il faut signaler que son antériorité par rapport à l'ENV 12 920 (1997) explique la limite de la description des scénarios considérés. Cela s'explique aussi bien sûr par le fait que cette procédure a avant tout pour objectif l'évaluation des performances de ce type de techniques de stabilisation. Cette évaluation se situe en amont, et donc en complément de celle d'un matériau en scénario "plus ou moins" ouvert, où les échanges avec le milieu extérieur sont, a priori, plus quantifiables et plus significatifs qu'ils ne le sont en classe I.
- Le projet de réglementation unifiée pour l'orientation des résidus de procédés thermiques en scénarios (de classe II à travaux publics) appelé projet RPT. Ce projet, porté par le MATE et l'ADEME, en cours d'élaboration par un groupe de travail rassemblant le BRGM, le CETE de Lyon, l'INERIS et coordonné par POLDEN, devrait aboutir début 2001. La démarche d'évaluation et la boîte à outils sont dans la logique de l'ENV 12 920. Les seuils proposés seront déduits d'une modélisation intégrant l'émission des polluants, l'hydraulique des ouvrages et les transferts dans le milieu naturel.

- Le projet de disposition pour le stockage des déchets inertes. Son approche scénario a été volontairement simplifiée en intégrant 2 typologies de surface et de niveaux de pluie efficace, des évaluations de percolats à l'équilibre et un transfert intégral vers une nappe phréatique type dont l'objectif de conservation en tant que ressource pour la consommation humaine est affiché.

La nouvelle démarche américaine est intéressante à signaler ici. Elle est conduite par David KOSSON pour l'USEPA et a été présentée en avril 99 à "STAB&ENV" à Lyon. Elle tranche délibérément avec l'approche "réductrice" du TCLP en intégrant une boîte à outils avec plusieurs niveaux de sollicitation des déchets. Ses objectifs affichés sont :

- Fournir des estimations réalistes des niveaux de relargage sur de longues périodes d'exposition.
- Être applicable pour des formes multiples de déchets (granulaires, monolithes, ...).
- Permettre l'évaluation d'une large gamme de constituants organiques et inorganiques.
- Inclure la prise en compte des spécificités du site et des conditions climatiques.
- Être flexible sur le cahier des charges expérimental en prenant en compte les avantages comparés des différents niveaux d'évaluation.
- Être applicable commercialement

Cette démarche s'inscrit volontairement dans la collaboration informelle entre les communautés scientifiques, américaines et européennes. Comme pour le programme RPT les principaux critères sont : la disponibilité des polluants, l'influence du pH et les taux de relargage.

Pour conclure, il est important de noter la tendance lourde qui se dégage depuis quelques années vers l'harmonisation à tous les niveaux :

1. Au plan international :

En Europe bien sûr au premier chef, l'ouverture du CENTC 292, son anticipation par la DG XII de la Commission Européenne et par les communautés scientifiques des pays pilotes (Pays Bas, France) a généré tout un ensemble de travaux conjoints et d'échanges scientifiques et méthodologiques. Signalons dans ce domaine le rôle important joué en France par l'ADEME et l'Association RE.CO.R.D.

Aux Etats Unis, la démarche initiée par l'USEPA présentée ci-dessus, est l'aboutissement d'un long débat et de nombreuses initiatives des scientifiques nord-américains (Pierre Coté, Julia Steggemann, David et Teresa Kosson, Taylor Eighmy, ...). Les congrès WASCON 91, 94 et 97 Nancy 95 et STAB&ENV 99 ont été les reflets de ces échanges.

La collaboration avec la communauté scientifique japonaise est plus récente et encore aujourd'hui limitée. Elle est néanmoins en plein développement (participation croissante au congrès, publications spécialisées, échange de chercheurs, collaborations sur des projets réglementaires et industriels).

2. Au plan pluridisciplinaire

La notion même de comportement en scénarios intègre la nécessité absolue de comprendre et de prendre en considération tout un ensemble de paramètres qui font appel à de nombreuses disciplines : physico-chimie, hydraulique, biologie, géologie et hydrogéologie, ...

Ce n'est pas le moindre apport de cette démarche car chacun sait que le dialogue est souvent plus facile entre deux chimistes même quand ils sont néerlandais et japonais, qu'entre un hydraulicien et un biologiste français ! ...

3. Des domaines d'application

L'idée est maintenant admise que la nature et l'origine des sources de pollution (déchets, sols, matériaux) ne justifient pas des évaluations différentes voire "étanches" telles qu'elles l'étaient il y a encore quelques années.

Les sols pollués sont souvent des sites de stockage de déchets mal gérés et les déchets sont de plus en plus souvent des candidats matériaux.

L'ENV 12920 est applicable (et d'ores et déjà appliqué) dans ces trois domaines avec succès. Citons également dans ce domaine les travaux du réseau européen d'harmonisation des procédures de lixiviation/extraction (www.leaching.net).

Évaluation des risques pour l'environnement et écocompatibilité

Eric THYBAUD

**Responsable de l'Unité d'évaluation
des risques écotoxicologiques**

DRC

INERIS

Parc technologique Alata

BP 2

60550 Verneuil en Halatte

Évaluation des risques pour l'environnement et écocompatibilité

Eric THYBAUD

1. Introduction : Les principes généraux

Les différentes populations animales et végétales peuplant les écosystèmes aquatiques ou terrestres sont en équilibre dynamique entre elles mais également avec le milieu physique dans lequel elles évoluent (biotope).

L'introduction d'un élément extérieur qu'il soit physique, chimique ou biologique, en agissant sur cet équilibre, peut affecter gravement la pérennité d'un écosystème donné.

Ces agents extérieurs peuvent agir à deux niveaux :

- Au niveau des caractéristiques du milieu lui-même (température, éclairage, pH, habitat, etc.),
- Au niveau des populations vivantes.

Les impacts induits dans ces dernières peuvent être de natures diverses, létaux entraînant une mortalité des organismes exposés ou sublétaux conduisant à des perturbations du comportement, de la croissance, de la physiologie et/ou de la reproduction.

Ceci conduit donc à évaluer *à priori* ou *à posteriori* les risques encourus par les écosystèmes suite à l'introduction dans ceux-ci de substances chimiques d'origines diverses.

Les processus d'évaluation des risques sont maintenant largement reconnus et utilisés.

Processus par étape, ils consistent, après une phase de formulation du problème, à évaluer les expositions et les dangers liés aux substances chimiques puis à caractériser les risques encourus (Figure 1).

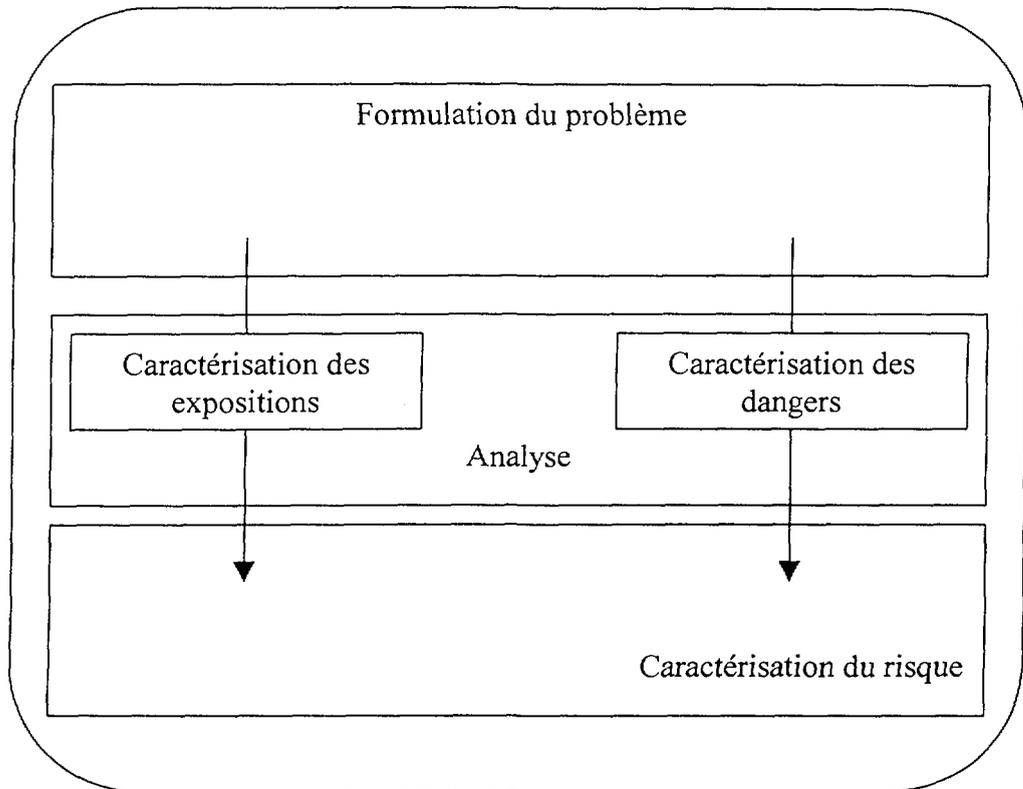


Figure 1

L'étape de formulation du problème correspond à la phase d'identification et de caractérisation des contaminants potentiels ainsi qu'à l'étape de caractérisation des cibles spécifiques en fonction du type d'écosystème considéré.

La phase de caractérisation des expositions inclut quant à elle trois éléments, la caractérisation approfondie des contaminants (nature, distribution, évaluation dans le temps et l'espace), l'analyse des expositions (évaluation du degré d'exposition des organismes aux contaminants) et enfin la caractérisation des conditions biotiques et abiotiques pouvant affecter la distribution et la nature des contaminants.

La caractérisation des effets correspond à la phase d'évaluation des concentrations prévisibles sans effet vis-à-vis des organismes.

Enfin la phase de caractérisation des risques correspond à la mise en relation des concentrations prévisibles sans effet et des niveaux d'expositions des organismes.

2. Un exemple pratique : les substances chimiques

Dans le cas pratique des substances chimiques tel que défini par la directive européenne 67/548, l'évaluation des risques pour l'environnement concerne deux catégories de substances, les substances chimiques dites nouvelles (c'est-à-dire mises sur le marché après 1981) et les substances dites existantes (c'est-à-dire mises sur le marché avant cette date).

Si dans les deux cas, les principes généraux sont identiques, les modalités pratiques peuvent légèrement différer. En effet dans le premier cas (substances nouvelles) l'évaluation des risques sera réalisée *à priori* c'est-à-dire avant leur mise réelle sur le marché tandis que dans le second cas celle-ci interviendra bien après leur réelle mise sur le marché.

2.1. Evaluation des expositions

L'objectif de cette étape d'évaluation des expositions est d'estimer les concentrations prévisibles de la substance chimique dans les différents compartiments des écosystèmes.

Pour ce faire il est nécessaire de :

- Vérifier chaque voie de rejet possible et chaque compartiment cible à chaque étape du cycle de vie de la substance,
- Estimer les rejets dans les compartiments cibles,
- Déterminer le devenir et le comportement de la substance dans l'environnement,
- Et enfin d'estimer la concentration prévisible dans chaque compartiment.

La vérification des voies de transfert et de compartiments cibles potentiels est réalisée à partir des propriétés physico-chimiques de la substance et des process industriel mis en œuvre.

L'estimation des rejets dans les divers compartiments cibles quant à elle repose soit sur l'utilisation d'informations spécifiques aux sites de production, d'utilisation ou d'élimination soit sur des scénarios correspondant à des catégories spécifiques d'usage soit sur un scénario générique par défaut.

Enfin la détermination du devenir et du comportement de la substance dans l'environnement fait appel à la connaissance des propriétés intrinsèques de la molécule, vitesse de dégradation dans les différents compartiments, coefficient de partage entre ces divers compartiments.

L'évaluation des expositions fait donc appel à différents outils opérationnels pouvant être regroupés en trois grandes catégories :

- 1) L'expérimentation, correspondant à des essais réalisés à différents niveaux d'organisation depuis les essais en laboratoire jusqu'aux essais en grandeur nature,
- 2) L'observation correspondant à des mesures d'indicateurs *in situ* telles que les mesures de polluants ou de biomarqueurs d'expositions,
- 3) La modélisation correspondant à l'utilisation de modèles de devenir dans les sols, de dispersion dans les eaux, dans l'air, etc.

Dans tous les cas l'objectif est d'estimer une concentration prévisible dans l'environnement.

Les PEC (concentration prévisible dans l'environnement) sont obtenus par la mesure dans les différents compartiments environnementaux (substances existantes) soit par modélisation (substances nouvelles).

2.2. Evaluation des dangers

Les substances chimiques introduites dans les eaux ou les sols peuvent affecter les différentes espèces voire dans certains cas les différents génotypes présents dans ces milieux.

La situation idéale pour caractériser l'écotoxicité d'une substance chimique serait de disposer de données de toxicité sur l'ensemble des espèces présentes dans les écosystèmes.

Ce schéma idéal mais techniquement et économiquement non réaliste peut être simplifié en ayant recours à différents types d'outils.

Le premier type correspond à l'expérimentation à différents niveaux d'organisation depuis les bioessais de laboratoire réalisés sur une batterie d'organismes représentatifs des divers milieux, niveaux trophiques et groupes taxonomiques, jusqu'aux essais en mésocosmes.

Une seconde approche consiste à observer les impacts *in situ* liés à la contamination de milieux donnés, à l'aide d'indicateurs biologiques.

Enfin le dernier type d'approche correspond à l'utilisation de modèles mathématiques de type relation structure / toxicité ou modèle de population.

Dans les trois cas, l'objectif est d'évaluer une concentration prévisible sans effet sur les écosystèmes.

Les PNEC (concentration prévisible sans effet) sont obtenues soit à partir de données de toxicité disponibles dans la littérature (substance existante) soit par expérimentation (substance nouvelle). Les données d'écotoxicité après analyse sont transformées en appliquant un certain nombre de facteurs de sécurité en vue de déterminer des concentrations sans effet pour les cibles considérées.

2.3. Caractérisation du risque

Cette dernière étape de l'évaluation des risques correspond à la mise en relation des données d'exposition et des données d'évaluation des dangers.

Dans le cas des substances chimiques, l'évaluation des risques vise à établir les possibilités qu'il y ait un risque pour les écosystèmes à l'aide d'un raisonnement conservateur et simplificateur. L'évaluation est donc réalisée dans des conditions de "pire cas vraisemblable".

La méthode d'estimation du risque est de type déterministe aboutissant à l'établissement d'un ratio PEC/PNEC permettant de vérifier s'il est inférieur à 1 l'absence de risque.

3. Écocompatibilité et évaluation des risques

La démarche "écocompatibilité des déchets" s'inscrit dans le concept général de l'évaluation des risques pour l'environnement puisqu'il s'agit de mettre en relation les caractéristiques du déchet (terme source) avec son environnement d'accueil afin d'évaluer une compatibilité entre ces deux entités, déchet et milieu, en d'autre terme un niveau de risque acceptable.

Dans son principe, cette démarche s'apparente à l'évaluation des risques *à priori* réalisée pour les substances chimiques nouvelles mais également pour les produits phytopharmaceutiques. En effet, cette évaluation devrait être réalisée avant utilisation du déchet et dans des conditions de scénarios spécifiques particuliers.

Cette approche "écocompatibilité des déchets", adoptée dans des approches réglementaires, constituera une évolution de cette réglementation depuis la notion de danger (classement de type "déchet dangereux") vers la notion de risque.

Évaluer le comportement des déchets

**Patrice PIANTONE
Françoise BODÉNAN**

Ingénieurs

Unité déchets et traitement des matériaux

Service environnement et procédés

BRGM

3, avenue Claude Guillemin

BP 6009

45060 Orléans Cedex 02

Évaluer le comportement des déchets

Patrice PIANTONE et Françoise BODÉANAN

LA PROBLEMATIQUE

L'évaluation du comportement d'un déchet soumis aux agressions physico-chimiques et/ou biologiques diverses, constitue un exercice incontournable de la procédure nécessaire à l'établissement d'un modèle de sûreté à plus ou moins long terme. Seul un tel modèle permettra d'établir des scénarios de stockage ou de valorisation pertinents. Et pourtant, si on considère le comportement des déchets avec une vision à long terme, une telle opération tient presque d'une gageure. En effet, si en laboratoire il est maintenant possible de tester des réactions aux cinétiques lentes (sur une ou plusieurs années) ou, par exagération des paramètres intensifs, de faire évoluer des équilibres (minéraux et/ou biologiques) dans un laps de temps plus court (compatible avec les contingences humaines et matérielles), puis de les modéliser, il reste encore très délicat d'appréhender à long terme les conséquences de l'évolution chimique et biologique d'un système complexe. Ainsi, la réalisation de scénarios prospectifs vraisemblables sur le comportement de déchets, passe par une combinaison d'observations et de mesures réalisées sur des matériaux frais (état 0), des matériaux soumis à des agressions physico-chimiques et ou biologiques simulants des scénarios de stockage ou de valorisation, et des matériaux ayant subi des processus naturels d'altération. Les approches nécessaires pour cette évaluation sont multiples, *minéralogie*, essais de *lixiviation*, essais de *vieillissement accéléré*, tests de *sensibilité à l'agression biologique*, et seule leur combinaison apportera les éléments nécessaires à l'établissement du modèle de comportement. Ces approches peuvent être complétées par des *raisonnements analogiques* dans lequel le milieu naturel et les cycles de dégradations qui le caractérisent peuvent servir de référence.

LES APPROCHES ET LEURS OBJECTIFS

Minéralogie - Le rôle de l'approche minéralogique est primordial dans la démarche. Cette approche doit faire partie intégrante des procédures nécessaires à l'évaluation du comportement du déchet. Ses objectifs concernent (a) la caractérisation de la liaison existant entre l'élément polluant et le composé chimique piège ; (b) l'observation des formes et des successions des phases minérales (relations géométriques : formes de croissance...) constituant le déchet.

L'intérêt de la minéralogie réside aussi dans sa contribution à l'établissement de modèles de comportement où elle constitue un paramètre d'entrée. Ainsi, la connaissance affinée de la cristallographie de l'élément polluant rend possible les simulations prospectives : équilibre avec le milieu de mise en œuvre (sol, matrice cimentière), comportement lors d'une agression acide ou basique... Réalisable dans un cas idéal, la simulation prospective se heurte fréquemment à l'absence de données thermo-chimiques, en relation avec le caractère chimique souvent unique des phases minérales formées et la difficulté d'acquisition des données expérimentales. L'apport de la minéralogie dans ce cas peut s'avérer précieux car elle rend possible une adaptation des données thermo-chimiques existantes à la structure minérale identifiée. En l'absence de ces données elle permet leur estimation.

Les observations microscopiques qui accompagnent généralement les déterminations minéralogiques apportent des données sur la signature des processus. Ceux-ci sont marqués par la présence de formes et d'associations minérales typiques des conditions physico-chimiques qui ont contrôlé la précipitation des phases solides. De telles signatures peuvent être utilisées pour affiner et valider les modèles numériques bâtis autour de la dégradation des déchets.

Lixiviation - Les tests de lixiviation constituent les approches les plus usitées pour l'évaluation du comportement des déchets. Le développement de ces méthodes tient à leur relative facilité de mise en œuvre et à la relation immédiate entre la mesure et l'objectif affiché (impact sur l'environnement d'un déchet lors de l'entraînement par l'eau). La diversité des conditions de mise en œuvre, plus d'une vingtaine identifiées (Etats Unis, Canada, Europe) en fonction de la granulométrie des matériaux et des conditions physico-chimiques imposées (pH, nature de l'acide...), rend difficile les inter-comparaisons. A ces tests de lixiviation simples peuvent être ajoutés les tests mesurant l'évolution du relargage des éléments en fonction du pH (capacité de neutralisation basique ou acide, essais en pH statique), des lixiviations avec renouvellement du milieu (percolation en colonne, essai de lixiviation sur matériaux compactés, essais de lixiviation sur monolithes,...) ou encore montée en température (lixiviation avec appareillage Soxhlet), les extractions chimiques séquentielles et les mesures de capacité d'échange cationique et anionique.

Si certains de ces tests constituent une des composantes de la réglementation de l'usage des déchets (comparaison avec des seuils), les paramètres obtenus sont susceptibles d'être utilisés pour évaluer le relargage d'un terme source (fraction lixiviable maximale, quantité lixiviée en fonction du temps, coefficient apparent de diffusion...) et les effets théoriques du lessivage sur les équilibres minéraux. Ainsi ils peuvent alimenter des modèles de simulation de panaches de pollution et des codes thermodynamiques permettant d'estimer l'écart à l'équilibre pour les phases minérales présentes dans le système ou susceptibles de précipiter. Dans le cas des tests mettant en œuvre un appareillage Soxhlet, les données peuvent être aussi utilisées pour estimer un coefficient apparent de diffusion (cas de matrices à base de liants hydrauliques) ou mesurer une vitesse initiale de dissolution (V_0 pour les verres et par extension les vitrifiés) pris en compte ultérieurement dans des modèles prévisionnels. Plus simplement, elles peuvent représenter des paramètres intrinsèques permettant un classement des déchets testés (degré d'altérabilité, impact potentiel vis à vis d'un métal toxique...), et dans le cas des mesures de capacité de neutralisation, de renseigner l'étude de scénarios extrêmes ou de mettre en évidence des incompatibilités chimiques (risques de relargage aggravé) dans le cas de mélanges entre déchets et de produit nécessaires à une formulation.

Malgré une utilité indéniable, ces essais souvent qualifiés de paramétriques, ne fournissent que des informations liées aux conditions expérimentales spécifiques du protocole mis en œuvre. Ainsi se pose la question de l'adéquation entre l'essai de laboratoire et la réalité de terrain. Pour répondre partiellement à l'adéquation entre situation réelle et essais de laboratoire des tests de simulation (lysimètre avec reproduction des conditions de terrain) sont réalisés et utilisés pour calibrer et valider les modèles. Malheureusement tous ces essais sont souvent trop courts pour permettre la mise en place de processus d'évolution semblables à ceux existant dans les conditions naturelles. Au fil des ans, des décennies ou des centaines d'années, lors d'un stockage ou d'une mise en œuvre des déchets, l'effet du vieillissement va se traduire par une évolution des propriétés physico-chimiques intrinsèques du matériau. Suite à des réactions d'hydratation, d'hydrolyse, d'oxydation, de complexation, de sorption, de dissolution ou encore de précipitation d'espèces minérales secondaires, le matériau va acquérir des caractéristiques nouvelles non simulées par les essais.

Sensibilité à l'agression biologique (biotransformation) - Les sulfures, les sulfates, les chromates, les arsénates et arséniures, la matière organique... sont des cibles potentielles pour l'activité des micro-organismes. Cette activité est susceptible de produire des espèces carcinogènes ou toxiques et/ou générer des conditions physico-chimiques nouvelles, y compris pénalisantes pour des structures minérales relativement stables. Elle peut accélérer les processus physico-chimiques et être un facteur aggravant potentiel de la dispersion dans l'environnement. Ces effets peuvent être directs par détérioration des phases minérales et libération de polluants, par oxydation d'espèces stables en donnant des espèces mobiles (biodétérioration directe); ou indirects par libération de composés organiques ou inorganiques susceptibles de complexer les métaux lourds en composés toxiques ou d'hydrolyser des espèces minérales constitutives du déchet (biodétérioration indirecte). Ainsi les outils nécessaires à l'évaluation de la sensibilité des déchets à l'agression biologique doivent faire partie du protocole voué à l'analyse du comportement des déchets.

Vieillesse artificiel - Ces techniques ont déjà été utilisées pour l'étude de la durabilité des ciments (carbonatation), en géologie et dans l'industrie nucléaire où le processus majeur visé était l'altération hydrothermale des roches ou des matériaux (verres s.s. ou composés à structure minérale) utilisés pour le confinement des déchets de haute activité. La mise en œuvre de telles procédures nécessite une parfaite connaissance des matériaux et des processus majeurs qui contrôlent leur vieillissement. Ainsi, pour des déchets stabilisés ou non stabilisés, peuvent être considérés comme facteurs de vieillissement : les cycles de gels et dégels (matrices poreuses), la carbonatation (MIOM et matrices à base de ciment), la lixiviation en milieu hydrothermal (verres ou vitrifiés), les cycles d'imbibition et séchage (tout déchet solide), l'oxydation (déchets riches en espèces réduites)... Encore peu utilisés dans le domaine des déchets seuls ces essais de vieillissement artificiel présente véritablement un caractère prospectif. C'est pourquoi, reproduire les effets de l'évolution naturelle du déchet, en amplifiant des paramètres d'états (température, pression,...), sur une durée de temps compatible avec les contraintes économiques, constitue un des challenges les plus importants de l'évaluation à long terme du comportement des déchets.

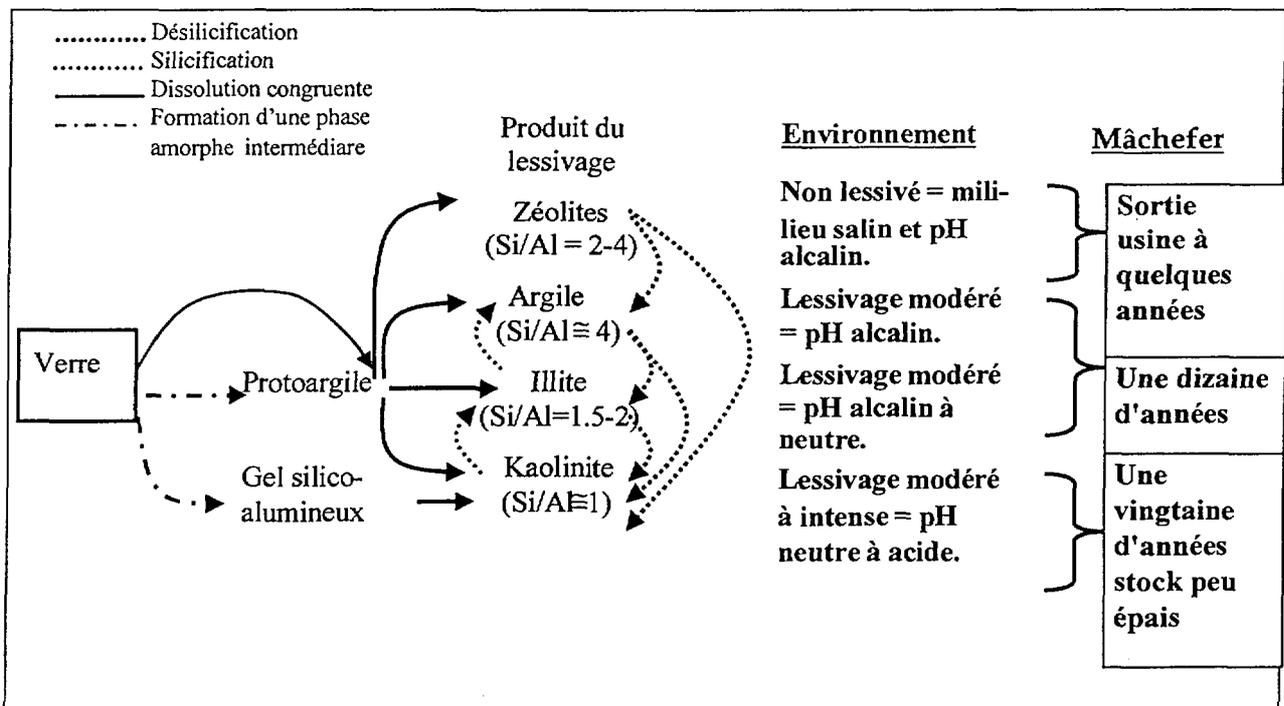


Figure 1 - Parallèle possible entre l'altération des verres naturels et l'altération des verres de MIOM (d'après Zevenbergen, 1994).

Raisonnement analogique - Cette démarche se base sur les similitudes que l'on peut identifier entre un déchet et un matériau naturel, un stockage et un système géologique, en apportant une dimension spatio-temporelle impossible à atteindre par un autre biais. Elle s'appuie sur, l'observation du milieu naturel, la connaissance déjà accumulée dans le domaine des Sciences de la Nature (lithosphère, hydrosphère, biosphère), et les conséquences que l'on peut en déduire pour l'évaluation du comportement à long terme des déchets. Bien qu'une analogie totale soit rare, entre un déchet et un matériau naturel, ou entre un stockage et un système géologique, la démarche analogique reste applicable. Pour se faire, elle doit s'intéresser plus aux processus, qu'au matériaux et aux systèmes pris dans leur globalité. Dans le cas de métaux, les milieux naturels pouvant servir de référence sont les gîtes minéralisés, mais aussi des sites anthropisés, tels que des haldes de mines historiques, des sites sidérurgiques anciens ou des sites industriels fortement pollués. Ces observations apporteront des données essentielles sur le cycle d'un métal et l'état d'évolution ultime d'un système complexe. Ainsi l'observation du milieu naturel permet de mettre en évidence qu'il existe des processus régulateurs aptes à piéger les métaux : précipitation de carbonates contenant des métaux lourds, combinaison des métaux avec les oxy-hydroxydes, formation d'argiles susceptibles d'échanger des métaux avec leurs cations échangeables. De telles observations peuvent être prises en compte dans un modèle concernant un déchet en tant qu'élément de contrainte ou de validation. L'exemple du parallèle existant entre l'altération des verres naturels et les verres de MIOM est très démonstratif de ce type de raisonnement (fig. 1).

PROJET ECOCOMPATIBILITE DES DECHETS, POINT SUR LES CONNAISSANCES ACQUISES

Le programme de recherche sur l'écocompatibilité des déchets, lancé par l'ADEME en 1995, visait à développer une méthodologie fiable de mesure des impacts sur l'environnement des différents modes de valorisation et de stockage des déchets. Un déchet sera considéré comme 'écocompatible' dans une situation où le flux de polluants émis par le déchet, dans un contexte donné, sera compatible avec les flux acceptables par les milieux récepteurs.

Par souci d'efficacité les travaux développés autour du terme source ont été centrés sur quelques approches en privilégiant celles qui sont aujourd'hui opérationnelles. Ils ont porté sur le comportement des déchets vis à vis de la *lixiviation*, du *vieillissement artificiel* (carbonatation et/ou oxydation, phénomènes cycliques : humidification séchage) et de la *sensibilité à l'agression biologique (biotransformation)*. Les résidus de procédés thermiques choisis sont suffisamment variés pour présenter une vision assez globale de la problématique : (a) des Mâchefers d'Incinération d'Ordures Ménagères mûrifié (MIOM), (b) des Scories de Seconde fusion de Plomb mûrifiées (SCPb), (c) des Résidus d'Épuration de Fumées d'Incinération d'Ordures Ménagères Solidifiés Stabilisés (REFIOM S/S).

Un certain nombre de caractérisations physico-chimiques de ces déchets ont été mise en œuvre. Outre les tests classiques de lixiviation normalisés AFNOR NF-X31-210 et X31-211, nécessaire à la classification des déchets dans un cadre réglementaire (circulaire "mâchefers" du 9 mai 1994, arrêté "classe I" du 18 décembre 1992), les mesures suivantes ont été réalisées : une analyse chimique globale et une mesure d'humidité ; une capacité de neutralisation acido-basique et l'étude de la solubilisation des polluants en fonction du pH ; une mesure du comportement par rapport à l'eau (Capacité d'Absorption de l'Eau, CAE) ; une détermination du comportement à lixiviation avec, pour le REFIOM S/S des essais de type "tank leaching test" avec, et sans carbonatation et pour les déchets granulaires (MIOM et SCPb) des essais en

colonne noyée à flux ascendant ; un essai de sensibilité à l'alternance lixiviation/séchage (carbonatation/oxydation) pour les déchets granulaires.

L'analyse et l'exploitation des résultats obtenus a conduit à proposer dans un premier temps un modèle diffusionnel apparent pour modéliser le relargage des éléments majeurs tels que Cl, Na, K et Ca. La confrontation du modèle avec les mesures de terrain (bassin ouvert avec lame de REFIOM S/S recouverte d'eau) permet sa validation.

Dans les conditions de scénario retenues, il n'a pas été observé sur le terrain de relargage significatif de métaux lourds ; cependant, les résultats des tests paramétriques pratiqués en laboratoire laissent à penser qu'une évolution de pH dans le bassin de REFIOM S/S est à terme probable, et pourrait déclencher un relargage de certains métaux lourds. Ainsi, l'extension du modèle, en prenant en compte le transport et les équilibres chimiques dans un système complexe gaz/liquide/solide a permis d'augmenter sa précision et de prendre en compte le comportement d'un métal (Pb).

L'extension du modèle diffusionnel (apparent) aux MIOM et aux SCPb démontre les limites de l'approche qui n'est valable que pour les espèces dont la dissolution est contrôlée par des phases très solubles (chlorures, chaux hydratée en milieu non carbonaté).

L'approche développée dans le cadre de la sensibilité à l'agression biologique (*biotransformation*) est à spectre suffisamment large, pour permettre une caractérisation pertinente des *biotransformations* potentielles des résidus sélectionnés. Ainsi, avec pour objectif d'aborder toutes les possibilités de développement biologique (aérobie, anaérobie, phototrophe, autotrophe, chemiotrophe,...) quatre types d'*inoculum* ont été sélectionnés : (a) deux espèces de *Thiobacillus sp.* spécialisées dans l'oxydation du soufre et du fer réduits; (b) un extrait de micro-organismes aérobie de sol traduisant l'exposition des déchets au milieu naturel; (c) un extrait de micro-organismes riches en organismes photosynthétiques (algues d'eau douce et d'eau de mer) traduisant l'exposition des déchets immergés à agression algale (REFIOM S/S); (d) un mélange de micro-organismes anaérobies constitué d'un extrait de sol et de boue de digesteur pour simuler l'anaérobiose à l'intérieur des dépôts de déchets granulaires (MIOM et SCPb). L'approche expérimentale comporte trois niveaux d'essais, des tests de comestibilité, des essais accélérés de "biolixiviation" (MIOM, SCPb, REFIOM S/C), des essais de "simulation" (perco-lixiviation) en colonnes noyées (MIOM, SCPb), en lysimètre (SCPb) et par immersion (REFIOM S/S). Les résultats obtenus indiquent que même si une activité bactérienne est possible (MIOM, SCPb) comme le démontrent les essais de laboratoire, ses effets sur le comportement des déchets sont négligeables par rapport aux processus chimiques qui gouvernent la lixiviation. Ainsi dans les scénarios sélectionnés la réactivité chimique pure des matériaux est prépondérante par rapport à l'activité induite par la biomasse (MIOM et SCPb) qui semble se réduire dans le cas des essais sur site (importante activité de sporulation). Dans le cas des REFIOM S/S, l'existence d'un biofilm alguaire semble freiner la lixiviation.

DISCUSSIONS ET ORIENTATIONS

A travers le cahier des charges idéal précédemment établi et des résultats réellement acquis dans le cadre du "projet éocompatibilité des déchets", il est important de proposer des orientations nouvelles servant de bases à de futurs axes de recherches afin de permettre une meilleure compréhension des processus et l'établissement de modèles prévisionnels encore plus fiables.

Il est toujours délicat d'ouvrir des voies nouvelles. Les travaux réalisés dans le cadre du "projet écocompatibilité des déchets" ont l'énorme mérite d'exister et de permettre une réflexion *a posteriori*. Les choix toujours nécessaires pour une conduite rationnelle des projets (budget, respect chronogramme, difficulté de rassembler toutes les compétences nécessaires) ont cependant un peu affaibli la pertinence de la démarche de *caractérisation physico-chimique* par un manque d'information sur le terme source (absence d'analyses minéralogiques). Ceci a pour effet d'augmenter l'incertitude sur l'évaluation du comportement à long terme dans des scénarios plus complexes. Ainsi le caractère spécifique des travaux, centrés autour de la lixiviation, ne permet dans un premier temps que proposer un relargage basé sur un modèle diffusionnel apparent (MIOM ET REFIOM S/S). Ce dernier sera pertinent à long terme pour les éléments les plus solubles et n'est validé que pour une durée limitée de temps pour les autres éléments (cas des REFIOM S/S). L'expérience montre notamment que les métaux lourds, beaucoup plus sensibles aux interactions physico-chimiques, n'ont pas ce type de comportement. Dans le cas des REFIOM S/S, la présence de composés successifs piégeant les métaux en fonction des conditions physico-chimiques évoluant avec l'intensité de la lixiviation est très probable. Ainsi le modèle diffusionnel devra être couplé avec un modèle de calcul thermodynamique à l'équilibre, prenant en compte des valeurs de cinétique relative. Actuellement ces travaux sont en cours d'initiation et ouvrent de nouvelles voies dans la modélisation prévisionnelle. Dans ce cas, la caractérisation minéralogique qui n'a pas été abordée au cours de ces études prend une importance accrue. Cette approche pourra être complétée par une "démarche analogique" développée à partir de déchets évolués prélevés sur des sites de stockage anciens ou en cours d'exploitation. Dans le cas des déchets granulaires, la pertinence de l'utilisation d'un modèle de relargage diffusionnel est battue en brèche. En effet, l'expérience montre que le départ des éléments polluants est surtout contrôlé par l'alternance de périodes de vacuité (période de sécheresse) dominées par des processus d'interactions solide-liquide proches de l'équilibre et des ondes de crues (pluies) dominées par des effets de chasse expulsant les fluides interstitiels.

Les tests de *sensibilité à l'agression biologique (biotransformation)* n'ont pas permis de mettre en évidence l'effet des processus biologiques sur site. Les expériences apparaissent plutôt en désaccord avec l'importance primordiale des processus biologiques dans les équilibres du milieu naturel. Ceci est probablement à relier au fait que les essais ont été menés pendant des temps trop courts. En effet, dans le cas des MIOM, l'intervention des effets biologiques après neutralisation de la basicité par carbonatation est très probable. L'effort concernant l'application de l'approche biologique, définie précédemment, sur des produits provenant de stockages anciens doit être poursuivie pour servir de repère pour le long terme.

Même si la pertinence de l'acquisition de certains paramètres doit être encore discutée et une réflexion menée sur leur utilisation éventuelle dans la réalisation de scénarios prospectifs, les travaux faits dans le cadre du projet "écocompatibilité des déchets" constituent un pas décisif dans l'appréhension de l'impact du déchet dans l'environnement, et la toute première tentative d'une démarche intégrée. La mise en parallèle de la démarche conduite avec l'apport de la connaissance du milieu naturel montre l'importance du facteur temps dans l'évolution des déchets vers une configuration d'équilibre optimal. Ainsi les approches menées en laboratoire ou sur des sites pilotes, devront dans un premier temps être complétées par l'étude de cas choisis dans un environnement naturel permettant une description exhaustive du parcours vers cet équilibre : gîtes minéralisés et anciens sites anthropisés. Et ce n'est qu'à l'issue d'une telle démarche qu'il sera alors possible de proposer une approche simplifiée ne s'intéressant qu'aux facteurs nécessaires à l'établissement d'un modèle de sûreté.

Modéliser pour prévoir les flux de polluants émis par le terme source

P. MOSZKOWICZ

L. TIRUTA-BARNA

R. BARNA

**Laboratoire d'Analyse Environnementale
des Procédés et des Systèmes Industriels**

INSA

**20, avenue Albert Einstein
69621 Villeurbanne Cedex**

Modéliser pour prévoir les flux de polluants émis par le terme source

P. MOSZKOWICZ, L. TIRUTA-BARNA, R. BARNA

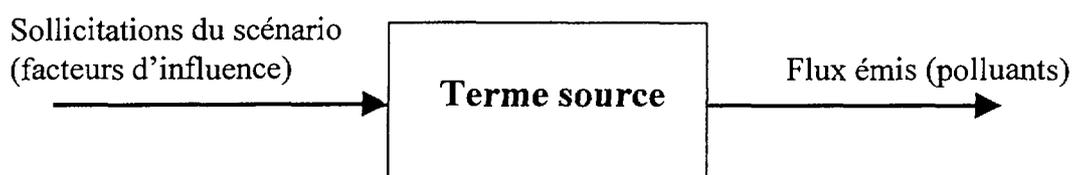
1 – Problématique et objectifs de la modélisation :

La démarche “écocompatibilité” adopte la logique de la “chaîne de causalité” classique dans les études de risque, où sont évalués d'une part le danger intrinsèque des substances et d'autre part un facteur d'exposition. L'émission des polluants mobilisés et leur transfert dans les milieux régissent l'exposition des différentes cibles à ces polluants. On définit ainsi les termes "source" et "transfert" qui sont déterminants pour la prévision de l'impact écologique du système étudié.

La modélisation est alors un outil nécessaire pour permettre la prévision des impacts futurs du système réel. Cette prévision doit être suffisamment fiable pour que les décisions et les dispositifs mis en œuvre puissent garantir un risque écologique acceptable.

Modéliser pour prévoir ? Les sciences exactes sont réputées prédictives. On distingue les modèles prédictifs des modèles stochastiques. Si la description des phénomènes est suffisamment précise, l'évolution future d'un système physique est effectivement “calculable” à travers un modèle déterministe. Une modélisation stochastique basée sur des lois statistiques ne peut avoir un pouvoir prédictif qu'après une validation basée sur un très grand nombre de données expérimentales répétées. Le développement des sciences dites exactes est largement lié à la possibilité de modéliser les processus et de prévoir exactement leur comportement. Modéliser le terme source doit permettre de prévoir les flux émis par un matériau contenant des substances réputées polluantes. Ces flux sont régis par l'ensemble des réactions biophysicochimiques qui vont se dérouler inéluctablement, dans un contexte imposé par le scénario réel. C'est donc une modélisation déterministe qui doit être envisagée pour prévoir les émissions des flux de polluants.

Le terme source est un système ouvert et les flux de matière émis sont les réponses de ce système aux sollicitations du milieu :



La qualité de la prévision est limitée par la complexité du système : les nombreux phénomènes mis en jeu, les couplages entre eux, leur non linéarité et les incertitudes attachées aux conditions futures du scénario, introduisent des limitations inévitables quant aux résultats des simulations obtenues par la modélisation. La première question méthodologique doit donc être le choix du modèle qui permettra d'obtenir la meilleure prévision possible des flux de polluants, ou en tout cas, une prévision suffisamment précise et fiable pour les besoins de l'évaluation du risque écologique.

La démarche proposée ici repose sur un compromis : en cherchant la meilleure connaissance possible des phénomènes biophysicochimiques mis en jeu, avec une nécessaire économie de moyens, il s'agit alors de construire un modèle robuste et sûr, c'est à dire qui permettra de garantir la qualité des prévisions nécessaire et suffisante pour permettre une bonne évaluation environnementale, malgré l'incertitude inhérente à la complexité du système.

2 – Les outils de modélisation du terme source:

Il existe une « histoire » des outils développés pour l'évaluation du comportement environnemental des matériaux contenant des polluants : c'est celle de l'évaluation du comportement à long terme des déchets stabilisés.

Il existe même une « préhistoire », avec les tests du type X31-210, qui sont toujours utilisés pour juger la stabilité de déchets ultimes, avant leur admission en centre de stockage. La lixiviation du matériau est mise en œuvre dans des conditions définies par la norme et la mesure des quantités de polluants solubilisés dans les lixiviats permet de porter le jugement attendu, par comparaison avec des seuils réglementaires.

Une seconde génération d'outils d'évaluation est apparue il y a environ dix ans sur la scène européenne : en particulier, le « tank leaching test » est un test de lixiviations séquentielles, dont l'interprétation passe par une modélisation et qui vise à prévoir la cinétique du relargage des polluants contenus dans le matériau lixivié. Le modèle proposé est basé sur une approche diffusionnelle, c'est à dire que le seul mécanisme supposé régir la cinétique de l'émission des polluants est leur diffusion dans la porosité interne du matériau. Deux paramètres sont identifiés (un contenu lixiviable et un coefficient de diffusion), qui permettraient alors de prévoir les flux de polluants pour le cas où le matériau resterait en contact avec une solution aqueuse.

Les limites de cette approche ont été mises en évidence et de nouveaux outils méthodologiques ont été développés, pour mieux tenir compte de l'influence des conditions du scénario de mise en œuvre et de la véritable complexité du système réel. C'est l'esprit de la norme méthodologique ENV 12920 et des tests associés, qui visent à caractériser le comportement des déchets et matériaux en scénarios d'utilisation ou de stockage. Dans ce cadre, apparaît un nouveau positionnement de l'outil de modélisation. L'analyse détaillée du scénario doit faire apparaître les phénomènes dont l'influence sera prépondérante sur le comportement du matériau et l'émission des polluants (facteurs d'influence) et le modèle doit

être construit pour prendre en compte ces phénomènes. On obtient ainsi une image nécessairement simplifiée de la réalité mais proche de celle-ci. La bonne représentativité du modèle doit être validée soigneusement avant de proposer des conclusions déduites des simulations pour prévoir les comportements à long terme.

La méthodologie de caractérisation du terme source commence alors par la description exhaustive du scénario de mise en œuvre du matériau qui contient les polluants. Cette étape doit permettre de définir les facteurs qui influenceront la dispersion de ceux-ci. Pour la plupart des cas étudiés jusqu'à maintenant, le vecteur de transport des polluants est l'eau susceptible d'entrer en contact avec le matériau. Les facteurs d'influence peuvent alors être reliés au matériau lui-même (massif, granulaire, poreux, vitreux, composition chimique,...) et au type de contact avec l'eau (percolation, lessivage de surface, immersion, alternances de périodes d'humidification et de séchage, etc...). Le contenu des solutions lixiviantes peut jouer un rôle important (pouvoir acido-basique, pouvoir oxydo-réducteur, contenu en gaz carbonique,...). L'influence des réactions biochimiques sur la mobilisation des polluants doit aussi être prise en compte.

Cette énumération des facteurs d'influence constitue la base de la modélisation du terme source. Il est alors possible de mettre en œuvre des tests expérimentaux pour l'identification et la quantification des paramètres du modèle. Un modèle ainsi obtenu doit être validé par des expérimentations intégrant la complexité du système (tests pilotes). Une validation à l'échelle du terrain est généralement nécessaire, surtout pour le cas de situations inédites ou encore mal connues.

La qualité du modèle finalement obtenu dépend essentiellement de la rigueur et de la pertinence des hypothèses constitutives, de la valeur des interprétations des résultats des tests expérimentaux et des validations expérimentales. Une forte expertise, basée sur l'expérience et la compétence, reste nécessaire pour garantir la fiabilité des prévisions du modèle.

3 – Une étude de cas :

Le cas considéré ici comme exemple est un réservoir de stockage d'eau (sécurité incendie) réalisé avec un béton contenant des REFIOM (résidus d'épuration de fumées d'incinération d'ordures ménagères) solidifiés avec un liant hydraulique.

De nombreuses études ont déjà porté sur ce type de matériaux. L'élimination en centre de stockage de REFIOM solidifiés à l'aide de liants hydrauliques est une technique largement industrialisée. L'ADEME propose une Procédure d'Evaluation Approfondies des procédés de solidification dont plusieurs applications ont déjà été réalisées. Une démarche « éprouvée » est alors ici possible, basée principalement sur l'application de tests de laboratoire prévus par cette PEA. Le matériau a donc été soumis à une batterie de tests de laboratoire :

- analyse de la composition élémentaire
- mesure de la porosité et de la capacité en eau
- pouvoir basique
- solubilisation des polluants en fonction du pH
- tests de lixiviation de type dynamique

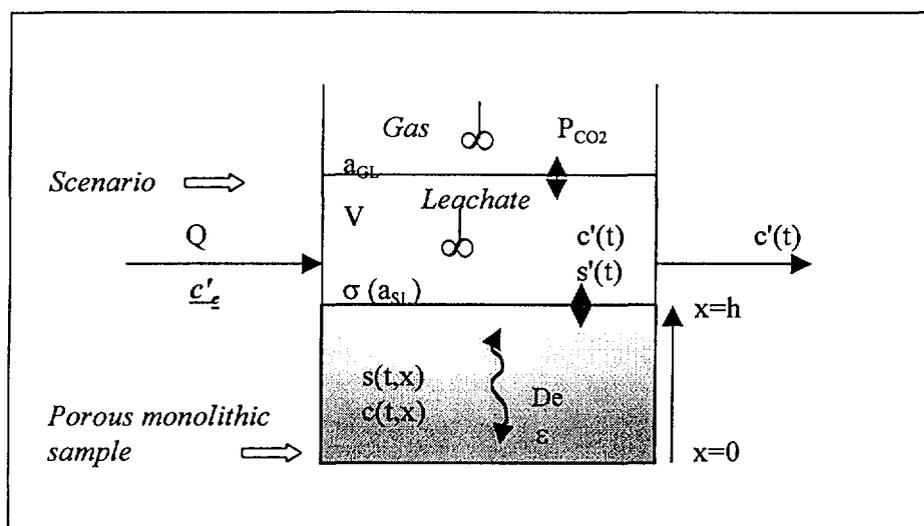
Sur la base de l'expertise déjà acquise sur ce type de matériaux et par l'interprétation des résultats expérimentaux obtenus, il est alors possible d'identifier les mécanismes qui régissent la libération des polluants et de proposer un modèle dont les paramètres peuvent être identifiés :

- le matériau a un contenu basique quantifiable
- ce contenu basique est dû principalement à la présence des hydroxydes de calcium, de potassium et de sodium.
- lors d'un contact avec de l'eau, ces hydroxydes sont solubilisés et le mécanisme qui contrôle la dynamique du relargage peut être considéré comme diffusionnel (les paramètres caractéristiques sont identifiables)
- les autres polluants présents dans le matériau (plomb, zinc, cadmium,...) sont pratiquement insolubles pour les pH correspondant au scénario envisagé. Leur éventuel relargage est entièrement contrôlé par l'influence du pH sur leur solubilité.

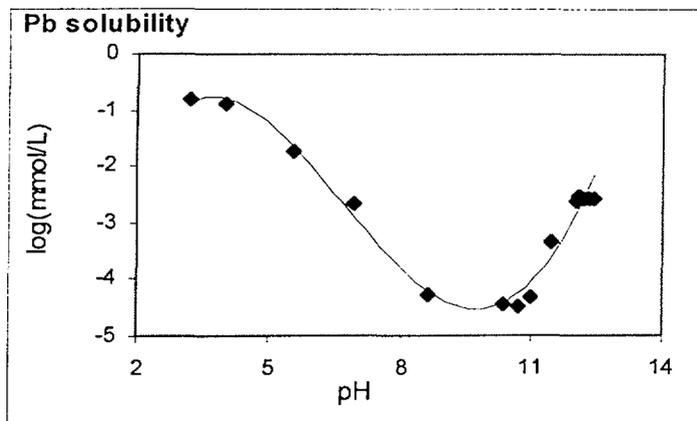
Ces résultats permettent alors de développer ici une modélisation et une simulation numérique, qui permet de prévoir l'évolution des concentrations des différentes espèces chimiques dans l'eau contenue dans un réservoir, tel que prévu dans le scénario défini ou des scénarios voisins. Une condition essentielle pour assurer la qualité de la prévision obtenue est la parfaite maîtrise de tous les facteurs d'influence du scénario. Nous avons ainsi mis en évidence un facteur qu'il n'avait pas été nécessaire de prendre en compte lors de précédentes études, où les scénarios concernaient l'élimination des déchets stabilisés. Il s'agit ici de la carbonatation de la solution de lixiviation, qui est en contact permanent avec le matériau et l'atmosphère. Le gaz carbonique va être fortement absorbé par la solution chargée en alcalins et le pH va être « régulé » par ce phénomène. Ce mécanisme doit alors être "ajouté" au modèle pour prendre en compte l'absorption du gaz carbonique par la solution contenue dans le réservoir. Les résultats obtenus sur le pilote mis en place sur site ont permis de valider le modèle proposé, malgré de nombreuses difficultés expérimentales rencontrées. A l'issue de cette étude, il est possible de prévoir avec un bon « indice de confiance », ce que sera le terme source, dans le scénario envisagé, ou dans un scénario analogue.

4 – Résultats obtenus :

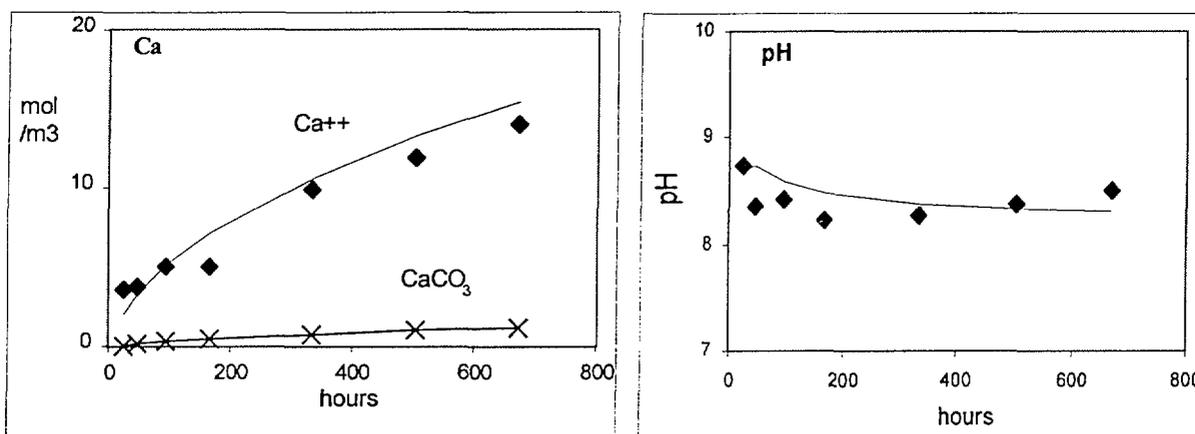
Les différentes étapes du développement de la modélisation et de sa validation peuvent être illustrées par les figures ci-après.



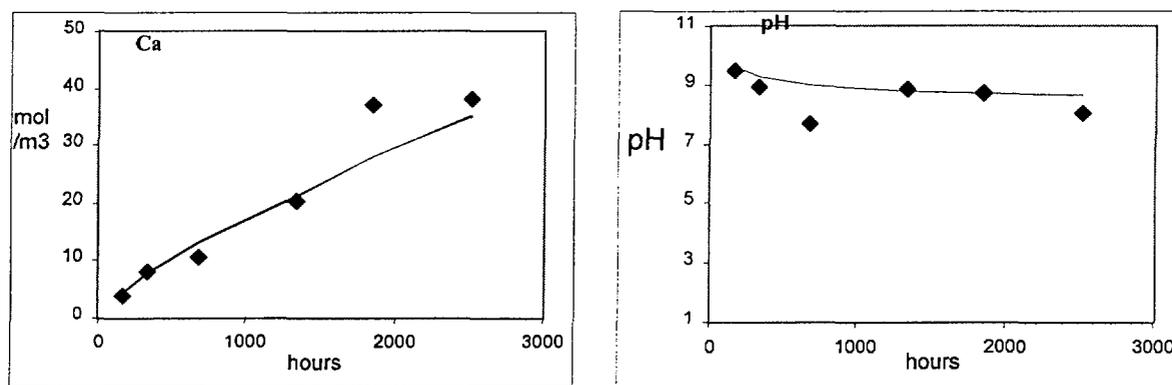
1. Schéma du modèle correspondant au scénario étudié



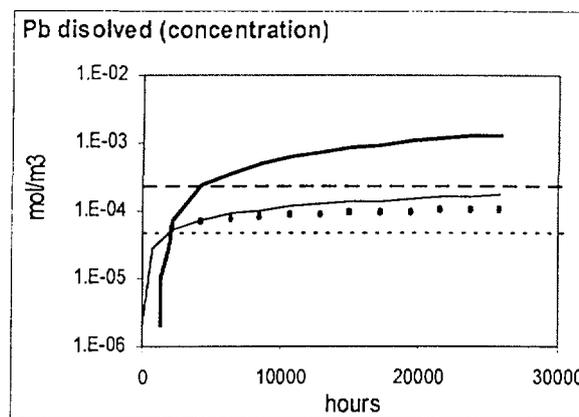
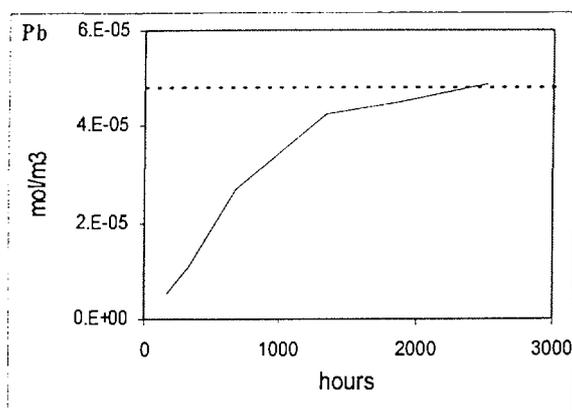
2. Tests de laboratoire: influence du pH sur la solubilité d'un polluant (plomb)



3. Tests de laboratoire: relargage du calcium, précipitation du carbonate de calcium, évolution du pH (comparaison des résultats expérimentaux et de simulations déduites de la modélisation)



4. Etudes sur le pilote: relargage du calcium et évolutions du pH (comparaison des résultats expérimentaux et de simulations déduites de la modélisation)



5. Prédiction du relargage du plomb pour différents scénarios

La première figure représente le schéma du modèle correspondant à la situation du scénario où le stock de solution aqueuse reste en contact avec l'atmosphère et le matériau contenant des polluants susceptibles d'être relargués.

La deuxième figure représente un exemple typique de l'influence d'un paramètre (le pH) sur la solubilité d'un polluant contenu dans le matériau. Le test utilisé au laboratoire fait partie de la « boîte à outils » actuellement disponible pour l'évaluation des procédés de stabilisation des déchets.

Les tests de laboratoire et les simulations obtenues par le modèle peuvent être comparées. Relargage du calcium, précipitation sous l'effet de la carbonatation et évolution du pH sont ainsi parfaitement prévus par le modèle (figure 3). Cette validation peut être obtenue à l'échelle pilote (figure 4).

La figure 5 illustre le pouvoir prévisionnel de la modélisation proposée : une première simulation de la concentration du plomb dans les conditions du pilote à l'échelle « terrain » montre que les concentrations obtenues restent en-dessous du seuil de détection (figure de gauche). Sur la figure de droite, trois variantes du scénario sont simulées. Les concentrations du plomb sont comparées au seuil de détection et à la limite de potabilité (traits horizontaux) :

- le trait fin continu représente le scénario étudié, prolongé jusqu'à trois ans. La concentration du plomb se rapproche du seuil de potabilité sans l'atteindre.
- le trait continu épais représente le cas où la solution dans le réservoir ne serait pas carbonatée. La concentration du plomb deviendrait supérieure d'un ordre de grandeur.
- la courbe pointillée représente le scénario où le stock d'eau serait renouvelé tous les trois mois.

Ces résultats démontrent l'intérêt de la modélisation : à partir des résultats obtenus, il est possible de prévoir l'évolution des flux de polluants, en considérant différents scénarios voisins. En particulier les paramètres clés qui influenceront réellement sur les émissions de polluants peuvent être parfaitement identifiés.

5 – Limites actuelles de la méthodologie et améliorations possibles:

L'exemple présenté illustre l'approche méthodologique de modélisation nécessaire pour une prévision fiable de l'émission des polluants. La meilleure connaissance possible du système considéré et l'énumération exhaustive des facteurs d'influence du scénario sont nécessaires. Ces conditions peuvent être d'autant plus facilement réunies que l'on s'intéresse à un cas « classique », c'est à dire dont les principales caractéristiques sont globalement prévisibles par des experts. Sinon, des études sont nécessaires pour élucider les mécanismes biophysicochimiques prépondérants qui régiront les émissions de polluants. Dans le cas présenté de l'influence de la carbonatation de la solution de lixiviation, il a fallu intégrer les équations régissant l'absorption du gaz carbonique atmosphérique et les réactions en phase aqueuse. Ce sera aussi par exemple le cas pour des matériaux granulaires percolés où l'hydrodynamique peut jouer un rôle prépondérant, pour les matériaux soumis à des alternances de contacts avec l'eau et avec l'atmosphère et de manière générale avec des matériaux réactifs, mis en œuvre dans des scénarios où les transformations chimiques pourraient faire évoluer les solubilités des polluants présents. Dans tous ces cas, la démarche doit être la même: déterminer les mécanismes prépondérants régissant l'émission des polluants pour pouvoir les intégrer dans un modèle prédictif, après validation expérimentale (tests de laboratoire spécifiques et tests à l'échelle pilote). Il faut aussi développer une véritable expertise du comportement de matériaux contenant des polluants solubles, en capitalisant les retours d'expérience.

Un autre écueil méthodologique tient à la difficulté de concilier les logiques disciplinaires différentes. Le concept d'écocompatibilité passe par la bonne coordination de démarches a priori différentes. La prévision quantitative des flux de polluants peut être obtenue par une approche basée sur une modélisation déterministe, en affichant éventuellement un domaine d'incertitude sur les valeurs proposées. Pour les termes "source" et "transfert", la qualité de la prévision doit être le fruit de la collaboration entre chimistes, biochimistes, hydrogéologues, numériciens,... La liaison avec les écotoxicologues et les écologues, reste alors nécessaire pour obtenir une évaluation globale cohérente de l'écocompatibilité d'un système. Une précaution nécessaire est donc d'associer systématiquement des experts des différentes disciplines et des domaines abordés lors de toute mise en œuvre de la méthodologie. Sans doute faudrait-il intégrer l'organisation de ces interventions d'experts dans la méthodologie elle-même, comme c'est souvent le cas dans les méthodes d'aide à la prise de décision.

Enfin, la méthodologie proposée pour l'évaluation de l'écocompatibilité des déchets devra acquérir ses lettres de noblesse par son application à des cas réels. Là aussi il serait certainement utile d'organiser le retour d'expériences qui permettra de valider les outils développés.

Les résultats expérimentaux et de modélisation rapportés ici dans l'exemple présenté sont développés plus largement dans les articles à paraître suivants:

- R. Barna, Z. Rethy, A. Imyim, Y. Perrodin, P. Moszkowicz, L. Tiruta-Barna : "Environmental behaviour of a construction made of a mixture of hydraulic binders and Air Pollution Control residues from Municipal Waste Incineration ". (à paraître dans Waste Management).

Part 1 : « Physico-chemical characterisation and modelling of the source term »

Part 2 : « Simulation test and validation of the source term modelling ».

- L. Tiruta-Barna, R. Barna, P. Moszkowicz : « Modelling of solid/liquid/gas mass transfer for environmental evaluation of cement-based solidified waste ». (à paraître dans Environmental Science and Technology).

Perturbations chimiques et fonctionnement du milieu récepteur sol

L. JOCTEUR MONROZIER et F. POLY

CNRS UMR 5557

« Écologie Microbienne des Sols »

Université de Lyon 1

Campus de la Doua

43, Boulevard du 11 novembre 1918

69622 Villeurbanne

P. FAIVRE et R. GROS

Laboratoire des Sciences du Sol

« Écosystèmes et Changements Environnementaux »

Université de Savoie

73376 Le Bourget du Lac Cedex

Perturbations chimiques et fonctionnement du milieu récepteur sol

L. JOCTEUR MONROZIER, P. FAIVRE, R. GROS et F. POLY

Introduction

Le sol est une formation naturelle continue, tridimensionnelle, correspondant à la couche la plus superficielle de l'écorce terrestre qui résulte de l'action des facteurs du climat et du monde vivant sur les roches qui sont altérées, transformées, ameublies. Il représente un milieu vivant et dynamique. Il apparaît comme l'interface entre lithosphère, biosphère et atmosphère. Il constitue alors le milieu nourricier des plantes qu'elles soient cultivées, forestières ou spontanées. En raison de cette position, le sol est une composante essentielle du cycle biologique et de façon plus globale du cycle biogéochimique.

Le problème de la limite du sol notamment vers la profondeur se pose, les auteurs américains (Brady, 1990) distinguent le régolithe qui est toute la partie ameublie située entre la surface et la roche. La partie supérieure de cette zone sous la dépendance des processus biochimiques recevant seule le nom de Sol ("The upper and biochemically weathered portion of the regolith is called the soil", Brady, 1990). Le sol est lui même constitué par la superposition de couches grossièrement parallèles à la surface qui constituent les horizons .

De façon schématique les horizons sont désignés par des lettres (USDA, 1975, FAO) (Fig.1)

O : Horizon organique, débris végétaux non ou faiblement transformés accumulés à la surface du sol et peu mélangés à la matière minérale.

A : Horizon à la surface du sol ou sous un horizon O lorsque celui-ci existe constitué de matières organiques humifiées (c'est à dire transformées biochimiquement et physiquement.) - Couleur variant du gris au noir

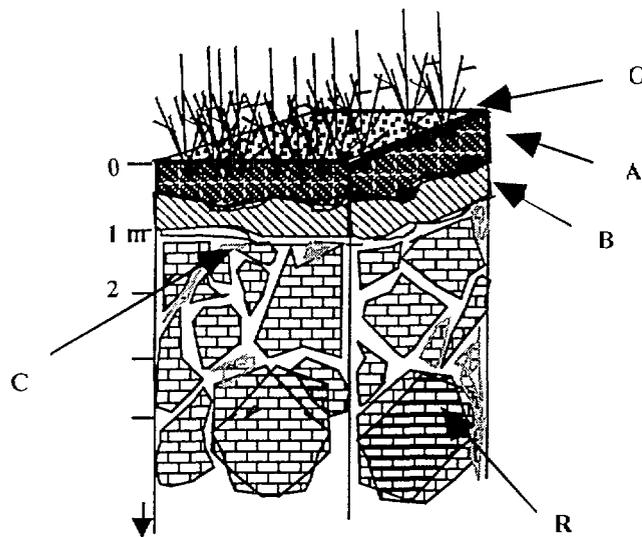
E : Horizon éluvial, qui a perdu des argiles, du fer ou de l'aluminium et éventuellement des matières humifiées avec une augmentation corrélative de la concentration en minéraux qui résistent à l'altération . Couleur blanchâtre ou blanche. Cet horizon n'est présent que dans certains types de sols.

B : Horizon minéral d'altération acquérant ses propriétés sous l'action des contraintes pédologiques et /ou horizon d'accumulation (Horizon illuvial) des produits perdus par l'horizon éluvial.

C : Horizon minéral d'altération peu marqué par les processus proprement pédologiques ou roche non indurée.

R : Roche dure

La profondeur du sol dépend du temps écoulé depuis la mise à l'affleurement de l'altérite et d'un ensemble de facteurs bioclimatiques, physico-chimiques et hydrologiques. L'ensemble des horizons constitue le profil caractéristique.



profondeur en mètres

Figure 1 : Coupe schématique d'un profil de sol sur roche-mère calcaire

La plupart des classifications (FAO, ou organisations nationales) ou des référentiels reconnaissent une dizaine de classes de sols dont la morphologie et le fonctionnement sont déterminés par un facteur ou un processus prédominant. La liste des principaux types de sols d'Europe, ainsi que leur(s) caractéristique(s) prédominante(s) est donnée dans le tableau 1.

Si durant longtemps le sol a été considéré comme un filtre du point de vue physicochimique il apparaît bien davantage comme un réservoir (pour l'eau mais aussi pour de nombreuses autres substances), comme un échangeur (notamment face aux solutions qui entrent en contact avec lui, par percolation ou ruissellement) et comme un transformateur aussi bien des substances minérales qu'organiques. (Buol *et al*, 1989).

Une part importante de l'énergie nécessaire à ces réactions de transformation provient du monde vivant et notamment de la photosynthèse. Les transferts d'énergie s'effectuent essentiellement lors de l'incorporation des débris végétaux, mais aussi par le système racinaire (exsudats).

Le sol constitue une ressource non renouvelable à court terme (Robert, 1996), sa détérioration ou sa destruction sont dans beaucoup de cas irréversibles. Elles amènent à la désertification de régions plus ou moins vastes même si par ailleurs les autres facteurs du milieu restent favorables à la vie. Les sols ont été détruits de façons diverses par les activités humaines : surexploitation des ressources (zones de carrières ou de mines), changement de végétation, urbanisation, zones industrielles, travaux d'aménagement divers (voies de communication, pistes de ski etc...). Naguère les sols détruits par tous ces types d'ouvrages l'étaient de façon irréversible; depuis quelques années l'homme tente de régénérer des sols :

- soit à partir des sols naturels en ayant pris soin avant leur enlèvement de mettre de côté leurs matériaux constitutifs dans la mesure du possible horizon par horizon (Dixon *et al* 1986). Le fonctionnement et la qualité de ces sols restent dans ces conditions très voisins des sols naturels

- soit en reconstituant un substrat avec des matériaux de provenances diverses non nécessairement pédologiques. Ces sols artificiels par de nombreux côtés, diffèrent fortement des sols naturels qui sont dans les mêmes zones géographiques, notamment du point de vue de leurs caractéristiques biologiques. Les fractions minérales d'origines très variées doivent alors souvent être traitées pour obtenir une qualité acceptable pour la végétation et favoriser l'installation d'une vie dans le sol. (Dixon *et al*, 1986, Munshower, 1993)

Nom du type	Horizons diagnostic	Principaux caractères
Lithosols	R, Km ou Fem	- Sol limité par un matériau cohérent (roche non altérée R, horizon pétrocalcique Km ou cuirasse ferrugineuse Fem) à moins de 10 cm de la surface.
Arénosols	A possible pas S ni B	Sur au moins 120cm : - Plus de 65% de sables dans la terre fine (avec moins de 12,5%d'argile) et moins de 60% de cailloux dans le total. Un arénosol peut être calcaire. - Structure particulaire
Fluviosols et thalassosols	et selon le degré d'évolution A/Rou A/B/R	- Sols minéraux bruts ou peu évolués d'apport fluvial ou fluvio-marin, ils occupent des positions basses dans le paysage, sont inondables en période de crue. - présence d'une nappe alluviale bien oxygénée à fortes oscillations - presque toujours hydromorphes en-dessous de 50cm - les thalassosols contiennent du NaCl
Rendosols et Calcosols	ACa/CCa ACa/BCa/CCa	- Carbonates Ca et éventuellement Mg dans tous les horizons. - pH toujours > 7,5 - Lorsque le calcaire n'est plus uniformément répandu, on emploie les termes Calcisols et Rendisols
Organosols	O/C, O/Ah/C et Ah/C	- Sols à plus de 8% de carbone organique dans tous les horizons
Brunisols et Alacrisol	A/B/C A/BA/C	- A biostructuré, S jamais calcaire à macro-porosité fissurale (racines) - Taux de saturation en bases de 100% à 20% pour brunisols - pH < 5, Al ³⁺ représente 20 à 50% de la CEC pour alacrisol
Luvisols	E et Bt	- Sol à migrations particulières, évaluées par le rapport entre le taux d'argile de E et celui de Bt. L'indice de différenciation texturale est compris entre 1,3 et 1,8. Pour un IDT > 1,8 des caractères g (hydromorphie) peuvent apparaître.
Podzols	E avec Bh ou Bs ou les deux	- Sols très acides, avec migration de complexes organométalliques (FeIII et AlIII avec acides fulviques) - Faible décomposition des matériaux organiques (généralement pauvres en N) par champignons et microfaune
Pelosols et Vertisols	A C	- Plus de 50% d'argiles smectitiques (Marnes par exemple) - Saturation par Ca - A profond (> 60cm) et fortement biostructuré
Sols hydromorphes	G _r (gley réduit) G ₀ (gley oxydé) g (pseudogley)	- Sols saturés par l'eau soit par nappe profonde, soit par nappe perchée, soit par imbibition capillaire. - Processus redox et redistribution des éléments métalliques - Matières organiques hydrosolubles caractéristiques et processus de dénitrification.

Tableau 1. Les principaux types de sols d'Europe (d'après Baize et Girard, 1992)

I.- Facteurs importants à prendre en compte pour l'étude générale du milieu récepteur-sol

La qualité des sols (Karlen *et al*, 1995).est la capacité pour un type de sol donné

- 1) de fonctionner, dans les limites de l'écosystème naturel ou remanié dont il fait partie,
- 2) de nourrir la productivité végétale et animale,
- 3) de maintenir ou d'accroître la qualité de l'eau et de l'air, et
- 4) de servir de support à la santé et à l'habitat des humains.

Les sols constituent donc des milieux solides hétérogènes imposant aux organismes qui s'y développent (microorganismes, organes souterrains des végétaux, microfaune) des contraintes édaphiques (Lacoste et Salanon, 1969), physiques et un chimisme que ces organismes vont contribuer à faire évoluer pendant leur période vitale aussi bien qu'à l'état de nécromasse. Pour bien comprendre dans quels environnements les réactions entre polluants et organismes vont se dérouler, il faut connaître un certain nombre de règles de constitution et de fonctionnement de ces milieux.

Selon Duchaufour (1997), les propriétés globales du sol comportent des aspects physiques, chimiques et biologiques. On retiendra les propriétés qui permettent d'interpréter, et même de quantifier, l'impact des perturbations chimiques.

Propriétés physiques : Structure, porosité, aération et mouvements de l'eau.

La structure désigne le mode d'assemblage des particules.

Oades (1988) considère que les **macrostructures** (celles qui s'observent à l'œil nu, sur le terrain) sont mécaniquement instables et fortement dépendantes de l'aménagement du sol, alors que les **microstructures** (à l'échelle de la centaine de microns et au-dessous) sont plus stables. La cohésion des macrostructures est assurée par des colloïdes (argiles, macromolécules organiques) et par le réseau des racines et du mycelium fongique; celles des microstructures est obtenue par le rôle de ciment interparticulaire des colloïdes dont la stabilité augmente après plusieurs cycles de dessiccation-humectation.

Les macrostructures déterminent la répartition dans l'espace de la matière solide (minérale et organique) et des vides (ou pores). Les types structuraux sont spécifiques d'horizons diagnostiques et peuvent donc coexister au sein d'un profil.

La **structure** peut être **particulaire** et meuble (sables), particulaire et cohérente (limons ou argiles) ou bien résulter de processus physiques et chimiques: **structures de fragmentation et de précipitation** qui modifient la distribution des pores.

La **structure** peut être **construite** par les organismes vivant dans le sol, ce qui a pour effet d'augmenter la macroporosité des sols à texture fine et d'augmenter la cohésion des sols à texture sableuse.

Les organismes vivant dans les sols, méso et microfaune, microorganismes et racines fines des plantes, ont un rôle dans la formation et la stabilisation de structures à forte porosité tant au niveau macroscopique qu'au niveau microscopique. Une forte porosité va de pair avec une perméabilité aux fluides (eau, gaz) et une augmentation des vitesses et des capacités de transfert soit vers l'atmosphère soit dans la masse du sol.

Les microorganismes, de même que les racines fines des plantes ou des débris végétaux en décomposition peuvent occuper des positions internes à ces structures et n'être en contact avec les apports extérieurs que par diffusion ou transport par l'eau capillaire (figure 2).

Les organismes qui se développent à la surface de ces structures, dans des macropores, sont confrontés à des variations très importantes et parfois rapides de leur environnement.

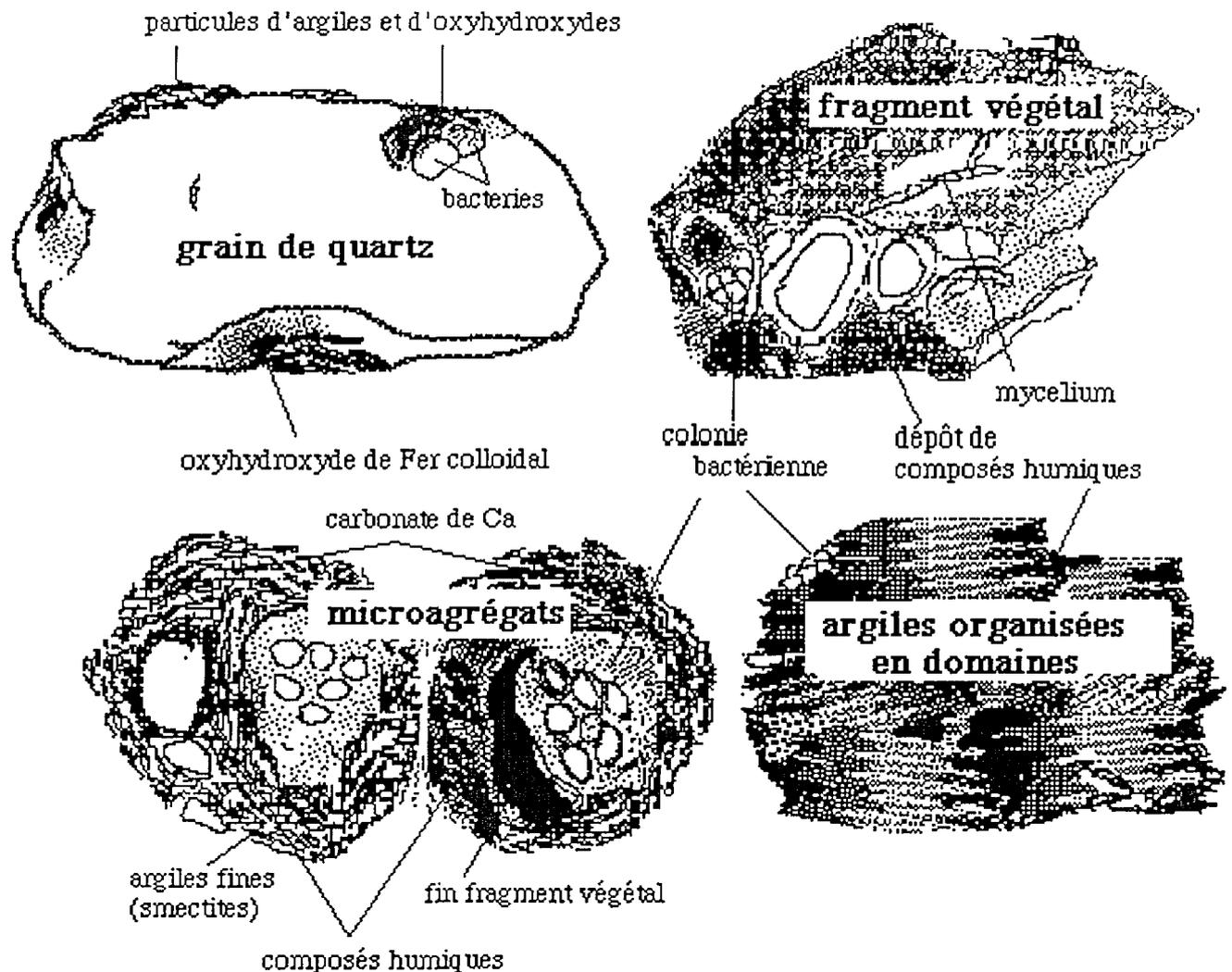


Figure 2. Eléments de structure et localisation des microorganismes des sols. En haut : éléments de structure particulière (sables et débris végétaux); en bas à gauche, élément de structure construite (microporosité et colonies microbiennes internes), en bas à droite, élément de structure de fragmentation. La macroporosité se situe entre ces éléments.

Ainsi, le développement, le métabolisme, la distribution même des populations et des peuplements des organismes vivant dans les sols sont dépendants de la structure

Deux types de paramètres opérationnels permettent d'évaluer l'impact structural résultant de l'apport de produits chimiques: la porosité et les paramètres hydriques.

La porosité : elle se décline en 3 termes dont deux sont mesurables et l'autre résulte d'un calcul.

- **La porosité totale P** (volume des vides) est exprimée en pourcentage du volume total du sol

$$P = \frac{D \text{ réelle} - D \text{ apparente}}{D \text{ réelle}} \times 100$$

ou D représente la densité, c'est-à-dire le poids volumique (g.cm^{-3}) des solides pour la densité réelle, celui du sol dans son état d'organisation pour la densité apparente.

- **La porosité capillaire**, celle des pores les plus fins (diamètre inférieur à $10\mu\text{m}$) est mesurée par le **volume de l'eau retenue par le sol à pression atmosphérique**. Disponible pour la nutrition en eau des racines des plantes et des microorganismes, ce volume est peu accessible à l'air.

- **La porosité pour l'air** ou porosité non capillaire est donnée par la différence entre porosité totale et porosité capillaire : c'est dans ce volume que circule l'eau de convection qui véhicule les solutés depuis la surface jusqu'aux couches profondes du sol et que se font les échanges gazeux avec l'atmosphère. Lorsque l'eau sature les vides, la diffusion de l'oxygène est limitée et les activités des organismes aérobies (oxydation des aromatiques, nitrification) sont considérablement ralenties.

- **Les mouvements de l'eau**: sont régis par le potentiel gravitaire pour la convection dans les macropores ou en surface et par le potentiel matriciel pour les volumes capillaires. Selon la **perméabilité**, l'eau gravitaire percolera le sol ou ruissellera à la surface, pour rejoindre les collecteurs profonds (nappes phréatiques) ou superficiels (rivières, lacs, mer). Le **flux d'eau gravitaire** détermine le temps de contact entre matières transportées et organismes vivant dans le sol. Cependant si on pressent que l'eau qui circule lentement (eau gravitaire à écoulement lent, eau capillaire) peut favoriser les contacts entre organismes et solutés (polluants ou non), il est extrêmement difficile de suivre son cheminement. **Pour cette raison, les organismes sont des indicateurs, et peut-être les seuls pertinents, de leurs contact avec des substances chimiques, c'est à dire de la bioaccessibilité des produits.**

Les propriétés physiques qui décrivent la qualité des sols peuvent influencer soit les activités, soit la distribution des organismes vivant dans ce type d'écosystème. Ces propriétés physiques régissent par ailleurs le transport et le temps de résidence des polluants. Si la texture, les microstructures ou le potentiel matriciel sont des propriétés constitutives et permettent des évaluations potentielles, les propriétés comme la porosité ou le transfert de l'eau sont dynamiques, parfois épisodiques et conduisent immédiatement à proposer de distinguer des relations à court terme (épisodiques) et des relations à long terme (intégratives ou cumulatives) entre ces propriétés et les indicateurs biologiques d'impact.

Propriétés chimiques

Les principales propriétés chimiques qui décrivent les caractéristiques des sols sont le pH (et ses variations) et la capacité d'échange des cations. La dissolution dans les solutions aqueuses salines de certaines formes (spéciation) de l'azote (nitrate, ammonium), du phosphore (phosphate) ou de substances carbonées (polyphénols, acides fulviques) peut également être considérée comme une propriété chimique indicatrice du fonctionnement du sol. Ces propriétés concernent essentiellement la fraction de taille $< 4\text{mm}$: la "terre fine", selon l'expression des agronomes, présentant l'essentiel de la réactivité chimique des sols.

- Le pH

Le pH global du sol tel qu'il est mesuré est en fait le pH de la solution du sol. Si cette donnée est en général suffisante pour évaluer la fertilité d'un sol agricole dans le but de proposer un amendement ou de choisir l'implantation végétale la plus appropriée, elle ne révèle pas l'hétérogénéité des réactions des différents constituants. En particulier, les microorganismes et la partie active des racines peuvent être en contact direct avec des surfaces où l'activité protonique est beaucoup plus élevée que dans la solution saturant le sol : c'est le cas des argiles en cours de dessiccation. D'autre part les effets pH ne sont pas dus uniquement aux proportions de H^+ et OH^- :

- dans les sols **neutres ou alcalins**, les ions Ca^{2+} adsorbés sur les argiles sont échangés contre les protons provenant de la dissociation de l'eau



- dans les sols **acides**, ce sont les ions Al^{3+} venant de l'altération (protolyse) des minéraux (argiles en particulier) qui provoquent une dissociation de l'eau en générant des protons



Or ces ions Ca^{2+} ou Al^{3+} libérés dans la phase aqueuse sont très réactifs : ils donnent des complexes stables avec les phosphates, provoquent l'insolubilisation d'un certain nombre d'anions et stimulent ou inhibent (Al particulièrement) certaines réactions biologiques. Notons que, dans la nature, les cations associés à l'alcalinité ne sont ni Na^+ , ni K^+ , et qu'en milieu acide, les protons sont souvent apportés par des réactions spécifiques (nitrification, dissociation d'acides organiques) et sont accompagnés par les ions alumineux dès pH 5.5. La présence de fortes quantités de Na^+ s'apparente à des conditions extrêmes (sols sodiques), dans lesquelles le pH peut atteindre des valeurs supérieures à 8.8 (pH maximum des sols non sodiques). Les sols présentent en général un **pouvoir tampon** vis à vis des changements de pH, ce qui révèle la présence de charges variables (le plus souvent organiques) et le réservoir de cations que constituent le "complexe absorbant". Ce pouvoir tampon permet généralement d'amortir l'effet d'acidification de certains polluants sur les organismes macroscopiques (faune et flore). Cependant la mesure du pouvoir tampon permet de prévoir la résistance à l'acidification du milieu. Les microorganismes sont plus sensibles à des effets locaux. Les organismes végétaux et microbiens peuvent être à l'origine de modifications importantes du pH.

- La capacité d'échange des cations (CEC) et le taux de saturation (S).

Les cations échangeables se situent sur ce qu'il est convenu d'appeler "le complexe absorbant". La capacité d'échange des cations et les cations échangeables se mesurent par la capacité de fixation de l'ion NH_4^+ à partir d'une solution d'acétate d'ammonium et par la quantité de cations libérés dans cette solution au terme d'un contact à l'équilibre. Ces cations jouent un rôle majeur dans la nutrition minérale des plantes et dans la rétention des produits organiques anioniques ou de cations des métaux lourds susceptibles d'alimenter (ou d'intoxiquer) les microorganismes.

L'ensemble des propriétés physiques et chimiques règle le pédoclimat : aération, pH, potentiel rédox dans lequel vont se développer les organismes.

Propriétés biologiques

Dans les propriétés biologiques des sols, on distingue fondamentalement les aspects fonctionnels d'une part et les aspects populationnels et démographiques d'autre part.

- Aspects fonctionnels des propriétés biologiques.

En terme de fonctions, les organismes des sols jouent un rôle prépondérant dans le **cycle du carbone, de l'azote**, du phosphore et du soufre:

Les organismes végétaux synthétisent et introduisent l'essentiel des substances hydrocarbonées et sont la source de carbone et d'énergie pour les hétérotrophes; ils prélèvent l'eau et les éléments minéraux.

Les organismes animaux consomment et transforment une part du matériel organique et contribuent à la dissémination, au contrôle et à la redistribution des microorganismes et des substrats.

Les microorganismes sont les décomposeurs ultimes responsables de la plus grande partie de la **minéralisation des substances carbonées** (CO_2) et **azotées** (NH_4^+ et NO_3^-). Les microorganismes sont également les agents de la **fixation de l'azote atmosphérique**, de la **dénitrification** (N_2O et N_2) et de la solubilisation des phosphates, de l'humification en général.

Une autre fonction importante est la régulation du pédoclimat qui est assurée essentiellement par les plantes (et par l'homme!). En effet les plantes, par le processus d'évapotranspiration, sont responsables de l'état hydrique du sol et du lissage des variations de température. La production de CO_2 ou d' O_2 par les racines, ainsi que celles de molécules influençant le potentiel redox (polyphénols) participent aussi à cette régulation du pédoclimat.

Les organismes du sol sont également impliqués dans l'organisation et la structuration des matériaux dans lesquels ils se développent, comme on l'a vu au niveau des propriétés physiques. Le rôle direct de certaines plantes et de la macro-et mésosofaune est prédominant dans l'établissement des macrostructures et de la porosité.

C'est souvent par des perturbations des fonctions et des activités biologiques (enzymatiques en particulier) qu'on évalue l'impact des apports anthropiques, et en particulier des produits chimiques. Cependant la plupart des fonctions présentent une variabilité spatio-temporelle et peuvent être assurées par des communautés dont la composition n'est pas connue. Des variations démographiques des populations constitutives ou celles de l'activité spécifique chez certaines populations sont imperceptibles par l'analyse globale de la plupart des fonctions.

- Aspects populationnels et démographiques

Bien que les différents organismes vivant dans les sols ne se développent pas de façon indépendante, chaque ordre ou famille présente des caractéristiques propres que nous devons distinguer ici. La faune du sol est prise en compte dans un autre article de cet ouvrage, seules les composantes végétales et microbiennes du milieu récepteur seront envisagées.

1. Les végétaux.

Du point de vue des populations végétales, l'écologie nous permet de distinguer les peuplements liés aux caractéristiques du climat général et les peuplements liés au pédoclimat. Les grandes zones climatiques de végétation sont associées avec un type de sol (voir paragraphe 4) caractéristique : les zones boréales à toundra et forêts de résineux avec des podzols, les zones tempérées froides (atlantiques) à forêt de feuillus avec des luvisols, les zones de climat continental avec des formations herbacées (steppes, pampa, grande prairie nord-américaine) avec des mollisols (chernozem), le climat méditerranéen et tropical sec à maquis puis savane arborée avec des sols fersiallitiques et ferrallitiques, etc...

Dans les systèmes anthropisés, les peuplements sont "stationnels" : les propriétés physiques (texture, économie de l'eau) et chimiques (sols calcaires, sols alumineux, métaux lourds, pesticides) deviennent déterminantes dans le peuplement. La recolonisation spontanée des systèmes anthropisés (sites miniers, carrières, friches agricoles et industrielles) fait apparaître des espèces pionnières totalement différentes de la végétation climacique. Ce sont des espèces dites "de lumière", peu exigeantes et avec un fort pouvoir colonisateur. Les espèces dominantes sont alors dépendantes des propriétés physiques et surtout chimiques des sols.

La description du couvert végétal et d'espèces indicatrices est généralement complétée par la morphologie du système racinaire (profondeur, localisation, importance des racines fines etc, présence d'organismes symbiotiques) et par le taux de régénération du peuplement, deux paramètres influencés par la présence et la spéciation de certains composés (allélopathie, toxicité des éléments métalliques majeurs comme Al ou Mn).

2. La microflore du sol

Les études de populations microbiennes des sols ont longtemps été limitées par le manque de méthodes fiables pour la caractérisation et le dénombrement des espèces et des populations.

Les **dénombrements directs** qui ont été largement automatisés par cytométrie de flux dans les phases liquides sont inapplicables aux matrices solides. Ces dénombrements couplent généralement une réaction spécifique avec un constituant vital des microorganismes et une réaction colorée (le plus souvent un fluorochrome). Dans les sols, la matrice solide représente un obstacle qu'on contourne le plus souvent par la dilution dans l'eau ou dans un tampon. Ceci limite évidemment les dénombrements dans les matrices très faiblement colonisées par les microorganismes. Les **dénombrements indirects** (Most Probable Number ou MPN et Colony Forming Unit ou CFU) supposent une croissance sur milieu artificiel extérieur au sol, qui ne touche qu'un certain pourcentage des organismes et sans doute des espèces. Ces techniques ont toutefois permis d'évaluer des densités de populations bactériennes ou fongiques dans différents milieux. On montre ainsi que la densité bactérienne diminue lorsqu'on s'éloigne de la racine pour aller vers la matrice du sol sans racine; cette décroissance est progressive en milieu argileux, très rapide en milieu sableux. Dommergues (1970) indique que les densités bactériennes décroissent généralement avec la profondeur dans le sol, mais que des exceptions existent en fonction de l'effet litière (production d'antibactériens par les champignons dans les débris végétaux par ex.) ou de l'implantation profonde des systèmes racinaires des plantes.

L'arrivée des techniques de marquage par immuno-fluorescence a permis de **suivre les bactéries introduites** pendant les premiers mois de leur introduction mais laisse dans l'ombre les microorganismes indigènes non cultivables, ou difficilement cultivables en dehors de leur niche écologique.

Avec le développement de la **biologie moléculaire**, et des outils d'analyse du génome, des méthodologies de suivi des **populations microbiennes, d'évaluation de la diversité des espèces et de modification des communautés microbiennes** se mettent peu à peu en place. L'amélioration de la lyse *in situ* des bactéries, de l'extraction de l'ADN et de sa purification (Ranjard et al, 1998) permettent désormais d'obtenir des amplifiats sur des parties du génome correspondant aux communautés bactériennes associées à un environnement donné et de les analyser. De plus on peut maintenant percevoir des modifications dans la structure de **populations fonctionnelles**, en ciblant un gène de structure nécessaire à **l'expression d'une activité microbienne** fondamentale ou de la **réaction à un toxique**.

Dans tout ce qui a précédé, nous avons considéré le sol comme une entité dont les constituants et les propriétés pouvaient être différentes selon les sites, mais sans souligner que ces paramètres pouvaient varier au sein d'un même site en fonction de l'espace et du temps.

Les facteurs qu'il apparaît important de prendre en compte sont ceux qui jouent sur les processus de pédogénèse (c'est à dire tous les processus qui ont permis au sol d'acquérir au cours du temps à la fois sa physionomie et ses propriétés actuelles) et de fonctionnement (c'est à dire ceux qui affectent actuellement le sol).

Ces facteurs sont au nombre de 5 :

- le climat
- le matériau à partir duquel s'est développé le sol et qui influence ses caractères aussi bien physiques que chimiques.
- la végétation qui fournit la matière première des différents constituants organiques qui participent aux processus de fonctionnement et de pédogénèse.
- la topographie qui conditionne les mouvements des matières entre les sols situés à des altitudes variables dans une même unité de paysage.
- enfin le temps qui permet une évolution de tous les constituants présents soit naturellement soit qu'ils y aient été introduits par différentes voies.

II Les bactéries du sol face aux produits chimiques.

L'apport de substances exogènes (inorganiques ou organiques) dans le sol constitue une perturbation permettant d'évaluer les potentialités d'adaptation des microorganismes à différents niveaux : les communautés, les populations, les individus.. On peut utiliser les trois niveaux pour évaluer l'impact de produits chimiques. Les modifications quantitatives et qualitatives induites par cet apport sont modulées non seulement par l'aptitude génétique et la diversité des populations mais également par les contraintes physico-chimiques et nutritionnelles imposées par le milieu tellurique. La réponse varie avec le type de sol et la distribution des microorganismes dans les différents compartiments de la matrice (Ranjard et al, 1997), les différentes composantes des apports de produits chimiques pouvant être masquées par des réactions avec la matrice ou se situer dans un compartiment particulièrement pauvre en microorganismes indigènes.

Les réactions individuelles ou métaboliques

C'est à ce niveau dit des "activités" microbiennes que l'effet des polluants a été le plus étudié. Les fonctions peu spécialisées comme l'ammonification (difficilement mesurable *in situ*) ou la respiration (deshydrogénase) sont le reflet du fonctionnement global de la microflore, alors que des fonctions comme la fixation de l'azote ou la nitrification ne sont pas répandues chez plus de 1% des microorganismes du sol (Dommergues, 1970).

Les **activités potentielles** générales (chaîne respiratoire) ou plus particulières (oxydation de l'ammonium, des nitrites, dénitrification, fixation d'N) mesurées globalement par la production de métabolites terminaux (CO₂, ATP, N₂O, C₂H₂ ..), ou par la présence d'enzymes sont soumises à des variations de conditions de milieu dont la présence de polluant (et de sa spéciation) n'est qu'un aspect. Parmi les activités enzymatiques précisément étudiées, **l'activité deshydrogénase** a fait l'objet de nombreuses investigations pour deux raisons principales : 1 /les systèmes deshydrogénase sont constitutifs chez tous les microorganismes, la mesure conduirait donc à une activité moyenne de la microflore, 2/ la mesure de l'activité, soit par réduction du sel de tétrazolium soit par la production de CO₂, est facile à mettre en œuvre. Cependant il a été montré que les conditions de milieu et en particulier les conditions nutritionnelles influencent fortement l'activité. De plus sa valeur dans différents sols ne reflète jamais le nombre de microorganismes (Tabatabai, 1994). Les activités enzymatiques présentent des fluctuations dans le temps qui sont loin d'être évaluées *in situ*. Dans la plupart des cas, on sait que sur un microorganisme, ou sur une microflore complexe, en régime

stationnaire (difficile à déterminer dans les sols), l'apport de polluants métalliques a un effet dépressif sur certaines activités enzymatiques et sur la respiration globale. Mais on a pu montrer que l'acidification concomitante représentait soit une notable proportion de l'inhibition soit la totalité (Speir *et al*, 1999). On doit aussi envisager l'activité par cellule microbienne, ce qui est rarement possible pour des fonctions spécifiques et s'assurer que les microorganismes réagissent à la présence des métaux lourds et non pas à un autre facteur.

Parmi les autres activités enzymatiques, certaines sont bien connues et font appel à des systèmes enzymatiques moins variés parce que s'attachant à des substrats bien précis. Les activités relevant du cycle de l'azote sont de première importance dans le fonctionnement de l'écosystème sol et ont reçu beaucoup d'attention de la part des agronomes: **fixation de l'N atmosphérique** (85% des entrées d'azote dans la biosphère en quantité à peu près équivalente par les processus symbiotiques et non symbiotiques), **nitrification** (la principale ressource d'azote pour les plantes non associées aux fixateurs), **dénitrification** (limitation de la percolation des nitrates vers les nappes, production de N₂O, un gaz à effet de serre). La mesure de ces activités potentielles est bien au point et utilisée en routine. C'est la sensibilité de certaines de ces activités aux produits chimiques qui n'est pas encore bien cernée. L'activité de **fixation** par exemple est sensible à la présence d'Aluminium, un toxique très actif dans les sols acides, mais ne semble pas affectée par les pesticides (Bally *et al*, 1999) sauf exception. L'effet des polluants sur la **nitrification** a également fait l'objet de recherches essentiellement dans le domaine agricole en raison de pollutions par les pesticides et par les boues de STEP, dont certains métaux (Zn, Cd, Ni) entraînent une réduction sévère de la production de nitrate. La limitation est due *pro parte* à la diminution de l'ammonification, mais indubitablement aussi à l'inhibition de la nitrification. Cependant, le pH du sol et le taux de matière organique vont moduler l'impact (Sauve *et al*, 1999). La nitrification est un processus acidifiant qui va faciliter la solubilisation des métaux et augmenter leur bioaccessibilité. Quant à la **dénitrification**, sa sensibilité est variable selon les doses et les métaux; mais la plupart des données sont issues de sols hydromorphes, où la production de nitrate est elle-même limitée comme le montre l'augmentation des teneurs en NH₄ (Sakadevan *et al*, 1999) consécutive à l'addition de fortes doses de Cd, Zn et Cu. La plupart des données sont difficilement exploitables sans référence à la mesure standardisée de dénitrification potentielle. En effet, une mesure reproductible doit être effectuée dans des conditions telles que ni le nitrate ni le substrat organique ne soient limitants et que le nombre de microorganismes ne varie pas (inhibiteur de croissance) au cours de la mesure.

Autre réaction individuelle, l'adaptation génétique permettant aux microorganismes de résister au stress causé par les produits chimiques. Généralement les gènes de résistance ou de métabolisme adaptatif (métabolisme des alcanes, du toluène, mais aussi des protéines) sont portés par des plasmides, éléments de génome non chromosomiques, qui se multiplient (copies) par réaction à la présence d'une pression toxique ou tout simplement d'un substrat inhabituel (Pelmont, 1993). La difficulté d'accéder à une réponse quantitative réserve, pour le moment, l'étude de cette production de gènes à des situations particulières (gènes *tol*, gènes *mer*) ou l'impact sur le fonctionnement du milieu récepteur n'est pas recherché. En revanche, cette approche peut être utilisée pour évaluer la bioaccessibilité d'un polluant connu.

Les réactions populationnelles : structure des communautés telluriques

L'apport de produits chimiques au sol peut entraîner une nouvelle structuration du peuplement microbien, en stimulant certaines populations, en affaiblissant d'autres. Dans la mesure où généralement le nombre total de cellules microbiennes par unité pondérale n'est pas affecté, ces effets sont peu accessibles par des techniques simples de dénombrement global. On considère plutôt des communautés assurant une fonction (une activité) importante pour l'écosystème dont on va tenter de suivre l'évolution face à la perturbation causée par l'apport de produits chimiques.

Le nombre de microorganismes assurant une fonction clé dans l'écosystème sol.

On sait que certaines fonctions ne sont assurées que par un nombre restreint de genre ou d'espèces microbiennes. Parmi ces fonctions celles qui appartiennent au cycle de l'azote ont été particulièrement étudiées, étant donné l'intérêt vital qu'elles présentent pour la nutrition des plantes et l'équilibre de leurs ressources azotées. Le nombre de nitrifiants a été envisagé comme un indicateur de pollution par les pesticides. Cependant, le niveau de base des populations de nitrifiants est souvent extrêmement bas et le dénombrement fastidieux et peu sûr jusqu'à la mise au point récente de sondes génomiques. Il n'existe donc que peu de données fiables sur l'effet des polluants sur le nombre de nitrifiants. Étant donnée leur ubiquité écologique, les nitrifiants seraient cependant de bons candidats comme bioindicateurs. Leur introduction récente dans les dispositifs de dépollution azotée dans le traitement de l'eau laisse tout de même supposer qu'ils sont peu sensibles aux polluants "ménagers".

Les symbiontes des plantes et les organismes PGPR (Promoting Growth Plant Rhizospheric) ont une vie saprophytique. La présence de polluant pourrait modifier leur capacité à coloniser les racines des plantes, soit par un effet démographique, soit par un effet sur leur aptitude à noduler pour les symbiontes soit à être attirés par les inducteurs des plantes pour les PGPR. Cependant, les techniques de dénombrement de ces organismes reposaient jusqu'à ces dernières années essentiellement sur le "piégeage par la plante". Les propriétés physico-chimiques des sols interviennent fortement sur les contacts entre microorganismes et plantes. Les investigations se sont encore peu portées sur l'effet des polluants sur le nombre de colonisateurs des racines, car c'est généralement l'inverse qui est recherché (l'effet de microflore rhizosphérique sur le polluant) (Anderson et Coats, 1995).

La diversité des organismes

La biodiversité globale au sens phénotypique du terme (proportion et nombre de germes ayant un phénotype métabolique ou morphologique donné) est extrêmement difficile à réaliser pour les microorganismes. On peut comparer par exemple la structure de communautés bactériennes par leur potentialité à utiliser des substrats carbonés (système Biolog®50). Mais cette diversité est fortement dépendante du potentiel de croissance de certaines populations par rapport à d'autres selon leur état physiologique initial et leurs capacités métaboliques. De plus la variance des résultats est plus importante que par les méthodes moléculaires (Ibekwe and Kennedy, 1998).

La biodiversité au sens de la biologie moléculaire (gènes, isoenzymes, acides gras membranaires) peut être utilisée dans l'évaluation des changements induits dans la structure des communautés microbiennes globales (gram⁺ versus gram⁻ par exemple) aussi bien par des techniques de biochimie (PLFA) que par des techniques géniques (PCR-RFLP sur ADN r16S, RISA) (Ranjard *et al*, 2000). Les analyses de gènes fonctionnels sont cependant incontournables pour apprécier un impact sur les communautés fonctionnelles. Les immenses possibilités d'investigation sur les acides nucléiques, et l'intérêt de travailler sur des éléments conservés ou au contraire variables sur un même pool génique, ont porté les méthodes de biologie moléculaire du gène au premier rang des outils d'approche de la structure des communautés microbiennes. Ce type de méthode était cependant limité, pour le milieu récepteur sol, par l'accès des techniques d'amplification à l'ADN des microorganismes. Mais on dispose maintenant (cf. supra) de matériel, ADN et même ARN, qui permet d'accéder par amplification aux méthodes d'analyse de composantes ciblées du génome bactérien ou du transcriptome. L'approche "Ecocompatibilité" a permis de développer ces techniques et méthodes, de tester leur reproductibilité spatiale et temporelle et d'acquies des données en situation de terrain et de laboratoire.

III. Le système sol/plantes

Les végétaux sont, comme les microorganismes dépendants et acteurs du fonctionnement et des caractéristiques du sol auquel ils sont associés par une grande gamme de facteurs physico-chimiques et d'interactions biologiques au niveau de la **rhizosphère**. Ces facteurs qui définissent les caractéristiques édaphiques d'un sol déterminent directement les propriétés morphologiques du couvert végétal sus-jacent (croissance des végétaux, composition et diversité floristique etc...). C'est dans cette logique d'interactions sol – plantes qu'on doit envisager l'Écocompatibilité des produits chimiques.

L'analyse de l'impact potentiel de l'apport de produits chimiques sur les plantes intègre des effets sur les microorganismes et en particulier sur les fonctions indispensables à la nutrition des plantes, et des effets directs à deux niveaux : **le niveau individuel** à partir d'une espèce choisie sa représentativité dans le milieu récepteur cible en parallèle (mais ce n'est pas une nécessité) avec une espèce standard en écotoxicologie et **le niveau populationnel**, qui lui est spécifique du milieu considéré.

Les réactions individuelles ou métaboliques

Les produits chimiques peuvent influencer les plantes à différents stades de développement : germination, croissance des parties aériennes, organisation du système racinaire. Différents aspects du métabolisme végétal peuvent être modifiés par la présence de produits chimiques : métabolisme du carbone (photosynthèse) ou de l'azote (synthèse d'acides aminés pour équilibrer les pressions osmotiques), cycle de l'eau.

Nous ne reprendrons ici que les termes nouveaux que nécessite une approche d'écocompatibilité:

- le choix d'une espèce végétale qui soit représentative du site et un outil pour une étude d'impact sur le milieu récepteur. Cette double exigence conduit à sélectionner une espèce herbacée, pérenne (vivace) de préférence, résistante pour suivre un impact à long terme. Une plante dont la rhizosphère puisse constituer un élément d'évaluation du fonctionnement du milieu récepteur. Étant donnée leur ubiquité climatique et en même temps leur dépendance, au niveau spécifique et même variétal, envers le pédoclimat, les graminées apparaissent comme les végétaux les plus appropriés. Il existe toujours une graminée locale, même entre des traverses de chemin de fer, qui pourra servir de matériel d'étude. Les graminées servent également de modèle pour la compréhension des effets dus à des pollutions complexes, sels et métaux lourds par exemple (Helal *et al*, 1997). Les graminées sont réputées moins sensibles aux toxiques comme les métaux lourds que des espèces comme la laitue (Ramade, 1977; Gros, 1999) et pourront donc servir à la mise en évidence d'effets non létaux. Enfin les graminées représentent un des couverts végétaux les plus étendus (prairies, grandes cultures, sous-bois).

- la prise en compte de la rhizosphère, le site de contact entre la plante et les produits chimiques apportés au sol. Des modifications dans le fonctionnement du système racinaire, son architecture, ses capacités de prélèvement d'eau, d'éléments nutritifs, de stockage des toxiques sont de première importance pour apprécier l'impact sur la plante. Dans la rhizosphère des graminées vivent une grande partie des microorganismes des sols, en particulier les fixateurs non symbiotiques, mais aussi des mycorhizes qui peuvent modifier l'absorption des polluants par la plante (Joner et Leyval, 1995). C'est le lieu privilégié de la décontamination, de la bioremédiation des sols (Anderson et Coats, 1995). Il apparaît donc de toute première importance de considérer les parties aériennes et le système racinaire, leur biomasse et leur composition.

Les réactions populationnelles

L'écotoxicologie qui s'est beaucoup préoccupée de l'effet des polluants chimiques sur les biocénoses ne s'est que peu intéressée aux modifications de structure des populations végétales sauf suite à l'introduction d'herbicides (Ramade, 1977). En revanche, on sait que le couvert végétal intègre un ensemble de paramètres environnementaux qui peuvent agir sur la structure du peuplement à court terme et à long terme. Par exemple, les apports de boues de STEP sur les sols ont entraîné des modifications du couvert végétal en favorisant l'hydromorphie: ce sont donc des plantes hygrophiles qui se sont développés sur des sites ayant reçu des boues pendant dixans et non pas des métallophytes (Aitken,1995). Les méthodes d'analyse statistiques du couvert végétal visent à déterminer le nombre d'espèces présentes et leur participation à l'ensemble du peuplement. Des modifications dans ces deux paramètres ne sont, de toute évidence, pas perceptibles à très court terme dans la plupart des cas. Cependant, c'est un élément fondamental d'appréciation de l'impact au niveau de perception du paysage aussi bien que révélateur de modifications du pédoclimat et du fonctionnement biologique du sol. Enfin, l'avenir du milieu récepteur dépend de la qualité du couvert végétal, des restitutions organiques, en qualité et en quantité, qu'il fournit à la matrice et aux organismes qui assurent le cycle biogéochimique du C et de l'N. et enfin de sa capacité à fonctionner dans un équilibre dynamique.

Conclusions et perspectives

Le sol est une ressource non renouvelable à l'échelle humaine (Thorette, 1998). La formation de la plupart des sols est un processus lent dont l'évolution peut être réorientée ou même annihilée par les activités humaines. Des processus de désertification sont en cours dans la périphérie des grandes villes, des sites industriels ou miniers. Les sols agricoles sont de plus en plus appauvris en matières organiques et ne jouent plus leur rôle dans le contrôle de la ressource en eau. La qualité des sols est un patrimoine à ménager alors que le sol est le grand oublié de l'environnement (Thorette, 1998).

Dans le cadre du programme Écocompatibilité des déchets nous avons proposé des outils d'évaluation de l'impact des perturbations d'ordre chimique sur le fonctionnement et la qualité des sols. En étudiant les impacts sur la couche superficielle d'un type de sol largement représenté en France, et en Europe, nous avons affirmé la réalité des scénarios proposés. Les paramètres pertinents touchent à la fois des modifications des propriétés physico-chimiques des sols, des effets sur les activités des microorganismes du sol et sur la structure des populations tant au niveau global que pour une communauté fonctionnelle, les fixateurs d'azote. Par le choix d'une graminée métallotolérante, comme l'Agrostis (Humphreys and Nicholls, 1984), il a été possible de comparer les effets sur le terrain et au laboratoire. Les effets sur la végétation ont montré l'importance du compartiment rhizosphérique tant dans les processus de régulation de l'eau et de bioaccumulation des entités chimiques que dans la modulation des modifications apportées aux communautés microbiennes du sol (Lemanceau et Heulin, 1998). Des communautés fonctionnelles impliquées dans d'autres étapes majeures du cycle biogéochimique de l'N pourraient, devraient être prises en considération, dans la mesure où des modifications d'activité peuvent intervenir à la suite de stress non liés à la perturbation chimique. Nous n'avons pu réellement prendre en compte l'évolution à moyen terme dont on sait qu'elle intègre des effets sur la végétation qui ne sont pas perceptibles dans la première saison de végétation qui suit la perturbation. Enfin, pour un premier essai, la perturbation chronique n'a pas été étudiée et c'est certainement une question qui devra être abordée, les outils développés et testés pouvant s'appliquer à l'évaluation d'impact du à l'introduction répétée de produits chimiques.

Références

1. Aitken M.N. 1995. Long term effects of sewage sludge on grassland. *Soil Use and Management*, 11, 145-146.
2. Anderson T.A. and Coats J.R. 1995. An overview of microbial degradation in the rhizosphere and its implications for bioremediation. In "Bioremediation. Science and Application", H.Z.D. Skipper and R.F. Turco (eds), SSSA Special Publication Number 43. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin, USA.
3. Baize D. et Girard M.C. 1992. *Référentiel pédologique. Principaux sols d'Europe*. INRA Editions, Paris.
4. Bally R., Jacoud C., Jocteur Monrozier L., Villemin G., Watteau F., Balaguer N., Cortet J., Gandrey J., Chabert A., Royer C. et Garino B. 1999. Effet de l'application des phytosanitaires sur le fonctionnement biologique des sols. Mise en évidence d'indicateurs biologiques permettant d'évaluer leur impact en zone de grande culture. Rapport Programme National d'Ecotoxicologie, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Paris 19p.
5. Brady N.C. 1990. *The nature and properties of soils*. Mac Millan Publishing Company, New York. 750pp.
6. Buol S.W., Hole F.D. and McCracken S.J. 1989. *Soil Genesis and Classification*. Iowa University Press. 446pp.
7. Dixon J.B., Senkayi A.L. and Hossner L.R. 1986. Mineralogy of surface mined lands. *Trans. 13th Meeting of ISSS, Amsterdam*, vol. 1, 112-127.
8. Dommergues Y. et Mangenot F. 1970. *Ecologie microbienne du sol*. Masson, Paris. 796pp.
9. Duchaufour P. 1997. *Abrégé de Pédologie. Sol, végétation, environnement*. Masson, Paris. 291pp.
10. Gros R., Poly F., Jocteur Monrozier L., Trosset L., Faivre P. 2000. Search for floristic and microbial indicators revealing the impact on the soil of solutions resulting from incineration waste. *ESSC Third International Congress on Soil Conservation, Valencia, Spain. Abstract Book*, p189.
11. Helal H.M., Ramadan A. and Azam F. 1997. Heavy metal uptake by *Lolium italicum* and root mortality as affected by salt water irrigation. In "Contaminated Soils", R. Prost (ed.), Paris (France), May 15-19, 1995. Ed. INRA, Paris, *Les Colloques n°85*, pp189-194.
12. Humphreys M.O. and Nicholls M.K. 1984. Relationships between tolerance to heavy metals in *Agrostis capillaris* L. (*A. tenuis*, Sibth). *New Phytologist* 98, 177-190.
13. Ibekwe A.M. and Kennedy A.C. 1998. Phospholipid fatty acid profiles and carbon utilization patterns for analysis of microbial community structure under field and greenhouse conditions. *FEMS Microbiology Ecology* 26, 151-163.
14. Joner E.J. et Leyval C. 1995. Plant uptake of Cd through arbuscular mycorrhiza, an important group of symbiotic fungi. In "Contaminated Soils", R. Prost (ed.), Paris (France), May 15-19, 1995. Ed. INRA, Paris, *Les Colloques n°85*, pp195-207.
15. Karlen D.L., Allan D.L., Adriano D.C., Bezdicek D.F., Cline R.G., Coleman D.C., Doran J.W., Haberer J., Harris R.F., Juo A.S.R., Mausbach M.J., Peterson G.A., Schuman G.E. et Singer M.J. 1995. SSSA Statement on soil quality. *Agronomy News*, 7, 11-12.
16. Lacoste A. et Salanon R. 1969. *Eléments de biogéographie et d'Ecologie*. Nathan, Paris. 189pp.
17. Lemanceau P. et Heulin T. 1998. La rhizosphère. In "Sol, interface fragile", P. Stengel et Gelin S. (eds). INRA, Paris. 213pp.
18. Munshower F. 1993. *Practical Handbook of Disturbed Land Revegetation*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. 265pp.
19. Oades M.J. 1988. The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry* 5, 35-70
20. Pelmont J. 1993. *Bactéries et Environnement. Adaptations physiologiques*. Presses Universitaires de Grenoble, Grenoble. 899pp.
21. Ramade F. 1977. *Ecotoxicologie*. Masson, Paris. 205pp.

22. Ranjard L., Richaume A., Jocteur Monrozier L. and Nazaret S. 1997. Response of soil bacteria to Hg(II) in relation to soil characteristics and cell location. *FEMS Microbiology Ecology* 24, 321-331.
23. Ranjard L., Poly F., Combrisson J., Richaume A. and Nazaret S. 1998. A single procedure to recover DNA from the surface or inside aggregates and in various size fractions of soil suitable for PCR-based assays of bacterial communities. *European Journal of Soil Science* 34, 89-97.
24. Ranjard L., Poly F. and Nazaret S. 2000. Monitoring complex bacterial communities using culture-independent molecular techniques : application to soil environment. *Research in Microbiology* 151, 1-11.
25. Robert M. 1996. *Le Sol : interface dans l'environnement, ressource pour le développement*. Masson, Paris. 244pp.
26. Sakadevan K., Zheng H. and Bavor H.J. 1999. Impact of heavy metals on denitrification in surface wetland sediments receiving wastewater. *Water Science and Technology* 40, 349-355.
27. Sauve S., Dumestre A., McBride M., Gillett J.W., Berthelin J. and Hendershot W. 1999. Nitrification potential in field-collected soils contaminated with Pb or Cu. *Applied Soil Ecology* 12, 29-39.
28. Speir T.W., Kettles H.A., Percival H.J. and Parshotam A. 1999. Is soils acidification the cause of biochemical responses when soils are amended with heavy metal salts?. *Soil Biology Biochemistry* 31, 1953-1961.
29. Tabatabai M.A. 1994. Soil enzymes. In "Methods of soil analysis- Part 2: Microbiological and biochemical properties", R.W. Weaver (ed), Soil Science Society of America Book Series Number 5, pp775-834-
30. Thorette J. Le sol, un patrimoine à ménager. *Les données de l'Environnement* 38, 1-4.
31. USDA. Soil Taxonomy. A basic System of Soil Classification for making and interpreting soil surveys. Agriculture Handbook No. 436. US Government Printing Office, Washington, D.C., USA. 754pp

Impact sur les milieux récepteurs aquatiques

Gérard BLAKE
Professeur
Directeur Laboratoire
Transferts et Effets des Polluants
dans l'Environnement
ESIGEC
Université de Savoie
73376 Le Bourget du Lac

Impact sur les milieux récepteurs aquatiques

Gérard BLAKE

Les milieux aquatiques d'eau courante ou stagnante peuvent recevoir les effluents issus du lessivage de décharges ou de sols contaminés par les déchets.

Ces effluents contaminés par des composés dont la composition évolue dans le temps vont entraîner des perturbations qu'il est nécessaire d'évaluer. La plupart des outils utilisés dans les démarches d'évaluation des risques ou en éco-compatibilité sont issus de l'écotoxicologie et nous allons en présenter brièvement les possibilités d'utilisation et les limites d'application pour la détermination de l'éco-compatibilité des déchets.

I Fonctionnement des milieux aquatiques

Les écosystèmes aquatiques sont des systèmes complexes et ouverts (fig.1). Ils captent l'énergie solaire qui active la production de matière organique, à l'origine du fonctionnement des réseaux trophiques et accumulent éventuellement des polluants qui peuvent modifier les compartiments et le métabolisme de l'écosystème. La différence essentielle entre eaux courantes et eaux stagnantes porte sur le fonctionnement hydraulique dominant qui soit, transporte ces composés de l'amont vers l'aval, soit, de la surface du plan d'eau vers les sédiments. Les compartiments des producteurs, consommateurs et décomposeurs constituent l'essentiel de la structure du système.

II Les méthodes utilisées pour la détermination des impacts des effluents de lessivage des déchets

Les apports de polluants provenant du lessivage de déchets présents sur le bassin versant affectent à la fois la structure (différents compartiments abiotiques, eau, sédiments et biotiques tels que plancton, invertébrés, poissons, etc..) et le fonctionnement de l'écosystème (échanges trophiques, production ou décomposition de matière organique, développement des populations...) (fig.2 et 3).

Suivant les caractéristiques physico-chimiques propres à ces composés (Kow, solubilité, constante de volatilité...), leurs affinités pour les particules minérales, organiques ou pour l'eau vont conditionner leur devenir et leur bio-disponibilité pour la flore et la faune aquatique. La connaissance de ces voies de transport, de dégradation ou de fixation fait l'objet de l'élaboration de modèles de fugacité qui permettent d'avoir une approche préliminaire des niveaux d'exposition des composantes de l'écosystème, mais les résultats obtenus par ces modèles concernent essentiellement des composés chimiques isolés et plus rarement des mélanges tels que les effluents qui nous intéressent ici.

L'utilisation de ces modèles mathématiques a été présentée par M. Moszkowicz, dans l'intervention précédente; nous nous intéresserons plus précisément aux effets de ces composés qu'à leur devenir, mais il faut bien se souvenir qu'en écotoxicologie, il faut se préoccuper des impacts des toxiques parallèlement à leur devenir dans le milieu.

La distinction entre les composés minéraux tels que des métaux et des composés chimiques organiques est primordiale, étant donné que la majorité des premiers ont des formes chimiques qui entraînent leur rémanence dans le milieu aquatique, en particulier en liaison avec les MES. Les composés organiques, eux, se dégradent avec le temps, même si pour certains, ce processus se déroule avec difficulté.

Les outils de détection des impacts

En écotoxicologie aquatique, les démarches et méthodes employées pour détecter les impacts et effets des polluants sont employées avec des optiques suivantes:

- soit pour des raisons de décision réglementaire,
- soit pour approfondir la compréhension des mécanismes mis en jeu (perturbations à différents niveaux biologiques ou écologiques) dans l'optique d'évaluation des risques et de protection des milieux.

Dans le premier cas, l'approche, prédictive et réductionniste conduit à l'utilisation de tests monospécifiques (tel que le test Daphnie :fig 4) isolés ou mieux de batteries de tests. Cette démarche conduit à limiter les possibilités d'extrapolation de résultats aux situations réelles et à utiliser, pour l'évaluation des risques écologiques ou écotoxicologiques, des facteurs de sécurité élevés dans l'esprit du principe de précaution.

Les tests peuvent indiquer également les effets cumulatifs ou synergiques des substances présentes. L'utilisation de batteries de tests de différents niveaux trophiques est fortement recommandée pour sa représentativité. Au laboratoire, ces essais de toxicité sont effectués suivant des conditions de réalisation simplifiées et standardisées, afin que les résultats soient reproductibles.

Ces tests normalisés ou standardisés sont nombreux et différents critères sont classiquement retenus pour le choix d'une espèce particulière:

- l'espèce doit jouer un rôle important dans la structure et le fonctionnement des biocénoses,
- sa biologie, sa physiologie et son rôle dans l'écosystème doivent être bien connus,
- sa sensibilité et son comportement doivent être relativement constants de façon à obtenir des résultats reproductibles,
- sa manipulation et sa maintenance au laboratoire doivent être relativement aisées.

Des interférences liées aux caractéristiques des effluents peuvent modifier les résultats de ces tests :

Tableau 1 : Interférences lors de tests biologiques

Facteur d'interférence	Test	Conséquences	Correction
Grande richesse nutritive	Algues	Sous estimation de la toxicité	Employer autre test (ex. Lemna minor)
Valeurs extrêmes de pH	Tout test	Surestimation de la toxicité	Organismes tolérants au pH
Coloration de l'effluent	Si la reproduction dépend de la couleur (algues) Réduction de la luminescence (bactéries)		

Les organismes représentatifs des chaînes alimentaires à point de départ photosynthétique sont bien représentés (y compris des végétaux aquatiques supérieurs comme *Lemna minor* en cours de normalisation européenne). Par contre, les chaînes ayant pour base les décomposeurs sont encore peu exploitées en tests alors que la boucle microbienne (fig. 5) est fonctionnellement très importante dans beaucoup de milieux aquatiques, puisqu'elle permet le recyclage de la matière organique et compense des excès d'eutrophisation.

Ces lacunes méthodologiques qui portent sur la représentativité de la structure de l'écosystème peuvent être assez facilement comblées par la mise au point de nouveaux tests, (certains existent d'ailleurs sur les Ciliés, cf. Lynn et Gilron, 1992). Il nous semble primordial de développer par ailleurs, des outils qui fournissent des indications d'impact et de perturbation les fonctions des écosystèmes (ex. production de matière, décomposition, compétition biologique, etc. ...). Ces aspects peuvent être abordés par des méthodes faisant intervenir des ensembles de plusieurs espèces d'organismes et reproduisant une plus grande complexité structurelle ou fonctionnelle (bien qu'encore éloignée de la réelle complexité des écosystèmes) qui permet de mieux simuler le comportement réel des milieux face aux apports toxiques. Dans ce cas, on parle de microcosmes ou mésocosmes suivant la taille et la situation expérimentale de ces expérimentations; les résultats obtenus, dans ce cas, sont plus proches de la recherche que du réglementaire et s'avèrent être très complémentaires des tests monospécifiques, en présentant une gamme de variabilité qui simulent en fait, la diversité propre aux écosystèmes réels.

En réalité, comme tout essai effectué avec du matériel biologique, cette variabilité biologique peut traduire également un certain niveau de complexité propre à ces systèmes .

En plus, de la question des échelles d'observation des effets depuis le niveau des cellules, en passant par celle des organismes isolés, des populations d'organismes et des biocénoses simplifiées, se pose également la question de savoir si l'examen doit se faire au laboratoire ou *in situ*.

Les tests effectués en laboratoire ont des avantages en terme de coût, de facilité, de reproductibilité qui peuvent compenser les limites d'application et d'extrapolation des résultats. En fait, on doit plus retenir la complémentarité entre l'approche des tests monospécifiques et des microcosmes plurispécifiques faits au laboratoire et ceux réalisés sur le terrain.

Les travaux effectués sur le terrain ont l'avantage de tenir compte des paramètres environnementaux qui interviennent par leur variabilité spatio-temporelles, mais cette dimension de complexité implique une qualité et quantité d'informations beaucoup plus importante qu'au laboratoire, en condition standardisée.

Dans la démarche d'éco-compatibilité engagée et telle qu'elle a été présentée, l'utilisation de bioindicateurs d'exposition et d'effets est un moyen d'intégration de cette information qui est pertinent et très utile, à condition que le choix de ces indicateurs biologiques et leur assemblage constituent une suite représentative des grands axes structurels et fonctionnels des milieux aquatiques concernés.

Le choix de ces bio-indicateurs doit se faire sur la base de critères comme :

- la représentativité du groupe et de la fonction écologique,
- la représentativité de la biodiversité patrimoniale du milieu; cette biodiversité globale dépend de la taille de l'écosystème et de sa sensibilité aux toxiques.

Biodisponibilité des polluants et signification des outils de détection des effets

Dans les milieux aquatiques, les tests de toxicité ont été largement développés pour le compartiment aqueux depuis plus de 20 ans en raison des facilités de mise en œuvre et de la représentativité des organismes aquatiques. Or, de nombreux contaminants présents dans les déchets (métaux et composés hydrophobes) et lixiviats ont des affinités avec les MES et gagnent le compartiment sédimentaire (équilibre entre la phase particulaire et l'eau interstitielle); il importe donc de développer des méthodes spécifiques aux sédiments.

Les tests monospécifiques de ce compartiment ont fait l'objet d'une mise au point méthodologique par la SETAC (1992) et la complémentarité entre tests monospécifiques et approche par des microcosmes plurispécifiques fait l'objet d'un programme de recherche méthodologique (PNETOX : Programme National de Toxicologie) qui devrait rendre plus accessibles et plus efficaces ces méthodes. L'utilisation de tests faisant appel à des organismes benthiques ou épibenthiques pose la question de la biodisponibilité des toxiques fixés sur les particules. En effet, les relations directes ou indirectes entre les réactifs vivants et les particules sédimentaires sont des questions qui méritent un approfondissement des connaissances car, dans cet interface se trouve la clé de la biodégradation des toxiques et la capacité de l'écosystème à résister dans le long terme aux risques de bioaccumulation des contaminants (fig. 3).

Les effets sur le long terme peuvent être abordés préférentiellement à l'aide d'expériences impliquant le compartiment particulaire qui intègre plus particulièrement tous les composés piégés dans l'écosystème comme par exemple les métaux. Quand on évoque le long terme, il importe de tenir compte des risques de bioaccumulation et de biomagnification dans les réseaux trophiques aquatiques. Le compartiment benthique peut être également à l'origine de ce processus.

Entre l'approche théorique basée sur les valeurs de Kow, Koc et les dosages de concentrations à différents niveaux trophiques, les méthodes restent également à développer et surtout à adapter aux situations réelles marquées par une structure et un fonctionnement particulier.

Tests pour l'évaluation des effets toxiques de sédiments, sols ou déchets :

Les tests utilisés pour les extraits de sols ou déchets ont souvent été adaptés de tests aquatiques. La quantification de la toxicité peut être faite par l'expression de CLx.

La question de savoir quelle méthodologie d'extraction ou de lixiviation des sols pollués ou des déchets doit être employée afin de simuler au mieux les conditions réelles se pose. Il est vrai que l'extraction aqueuse est la plus proche de la réalité, mais les tests effectués sur éluviats peuvent apporter une information surévaluée de l'impact d'après certains auteurs (Heller. L. *et al*, 1999).

Les caractéristiques des extraits aqueux peuvent varier considérablement suivant les aspects physico-chimiques, les teneurs en éléments nutritifs, le pH, la coloration (liée par ex. aux acides humiques). Notamment, les exigences nutritionnelles des organismes tests peuvent être très différentes, d'une espèce à l'autre.

Des comparaisons de tests effectués sur des extraits aqueux de sols contaminés ont montré la dispersion de sensibilité des tests et des différences de biodisponibilité des contaminants du milieu. Ce domaine reste sans aucun doute à approfondir sur un plan méthodologique.

Les tests aquatiques peuvent être utilisés si les concentrations aqueuses de contaminants sont supérieures aux seuils d'effet; ces conditions dépendent des substances considérées et du test lui-même.

A côté des tests en milieu aqueux, on peut utilement compléter par des tests effectués par contact avec la phase particulaire tels que:

- test Microtox® sur milieu solide,
- tests habituels effectués sur sédiments (*Hyalella azteca*, *Chironomus...*),

L'utilisation simultanée, en microcosmes de laboratoire d'un compartiment aqueux, de sédiments et de biocénoses sélectionnées constitue donc une solution séduisante et un bon compromis aux différentes problématiques que nous avons évoquées:

- représentation d'une biodiversité suffisante,
- représentation des fonctions essentielles de l'écosystème (autotrophie et hétérotrophie du carbone),
- nécessité d'avoir un compartiment aqueux et des sédiments.

L'utilisation des données du terrain, tels que les inventaires d'invertébrés, soit appartenant aux méthodes normalisées (I.B.G.N.) ou non constitue une voie complémentaire riche en information dans la mesure où l'on tient compte des limites méthodologiques d'application de ces organismes et de leur spécificité de polluosensibilité O₂ ou toxiques minéraux (ex. fig. 6 et 7).

Ces dispositifs sont néanmoins relativement exigeants en terme de suivi et les risques de dérive écologique ne sont pas à écarter si leur mise en œuvre n'est pas parfaitement dominée.

En conclusion, il apparaît que l'utilisation d'outils écotoxicologiques pour la détermination des impacts des déchets sur les milieux aquatiques nécessite le choix de méthodes appropriées aux objectifs du scénario de simulation retenu, c'est-à-dire la prise en compte des spécificités des polluants dominants et de leur devenir dans le milieu, afin de retenir, des espèces clés et des fonctions clés pour les bio essais.

De plus, la complémentarité de tests monospécifiques et de tests plurispécifiques réalisés en micro ou mésocosmes (fig. 8 et 9) contribue à fournir une qualité prévisionnelle d'information indispensable. Par contre, l'élaboration de nouvelles méthodes permettant d'apporter plus de renseignements sur la dimension spatio-temporelles des effets, c'est-à-dire sur, l'impact des flux de polluants et non pas seulement l'effet de leur concentration nous semble être une voie nécessaire de développement dans l'amélioration de la démarche d'éco-compatibilité des déchets.

Bibliographie

- ADEME. 1996. Rapport intermédiaire sur Programme de Recherche sur l'écocompatibilité des déchets. Polden Insavalor. Coordonateur.
- Boudou, A. et Ribeyre, F. 1989. Aquatic ecotoxicology fundamental concepts and methodology. Vol I. CRC Press. 332pp.
- Cairns, J. Jr. 1988. Putting the Eco in Ecotoxicology. Regulatory Toxicology and Pharmacology. : 226-238.
- Cairns, J., Niederlehner, B.R. et E.P. Smith. 1995. Ecosystem effects : functional end points. In Fundamental of aquatic toxicology (Gary Rand ed.). Taylor and Francis. 1124pp. Washington.
- Dombrowski, E.C., Gaudet, I.D., Florence, L.Z. (1996). A comparaison of techniques used to extract solid samples prior to acute toxicity analysis using the Microtox tests. Environ. Toxicol. Water Qual, 11: 121-128.
- Heller L.L., Ehrman. W and McAuliffe. 1999. Elutriate tests are unsuitable to determine sediment toxicity or to develop numeric sediment quality standards. SETAC-Europe News. 10, (6) : 10-12.
- Jenner, H.A., Janssen-Mommen, J.P.M. (1993). Duckweed *Lemna minor* as tool for testing toxicity of coal residues and polluted sediments. Arch. Environ. Contam. 25, 3-11.
- Lynn, D.H. and Gilron, G.L. 1992. A brief review of approaches using ciliated protists to assess aquatic ecosystem health. J. Aquat. Ecosystem. Health, 1: 263-270.
- Ramade, F. 1992. Précis d'écotoxicologie. Masson. 300pp. Paris

Figure 1

Fonctionnement des écosystèmes aquatiques

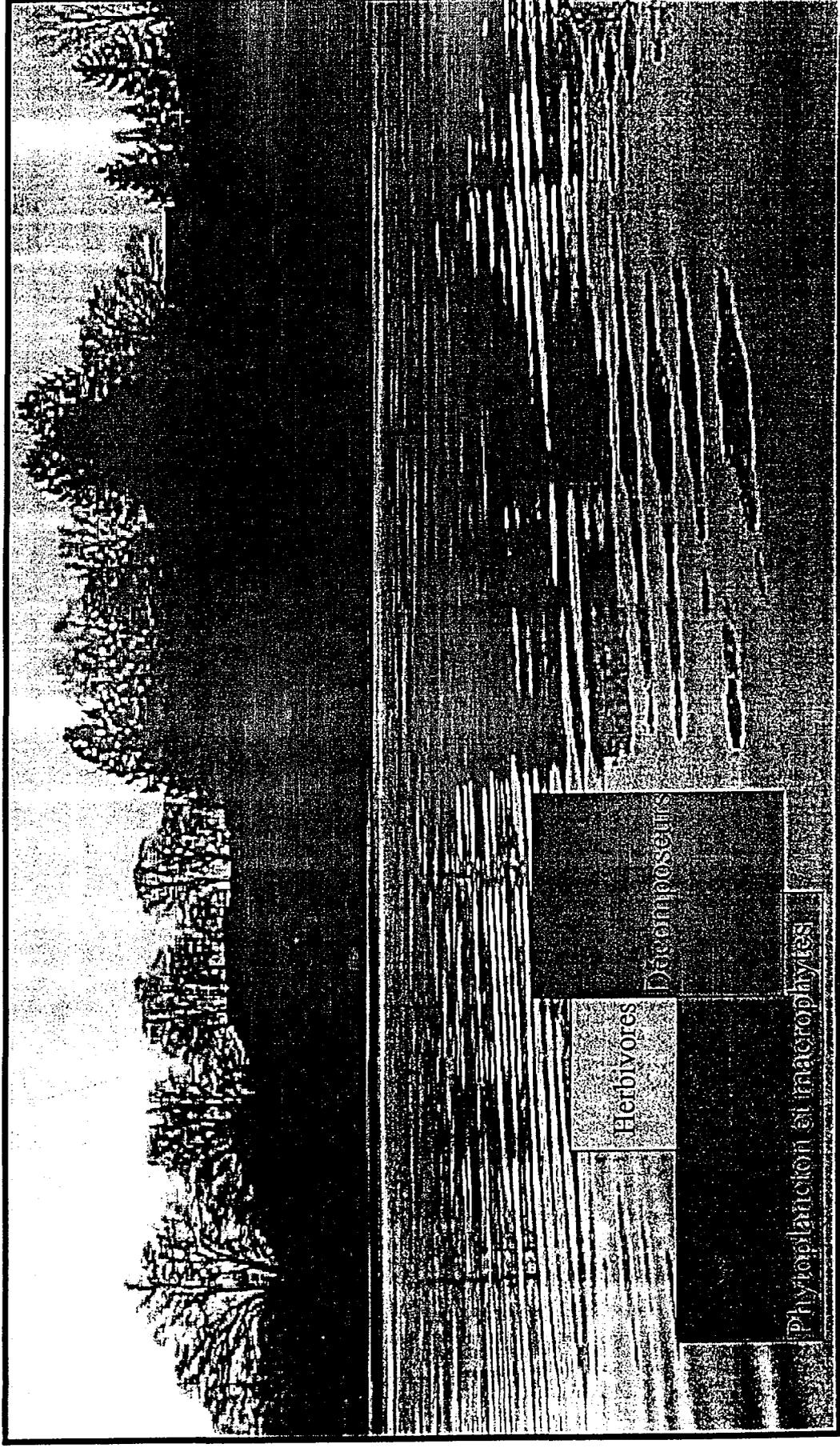
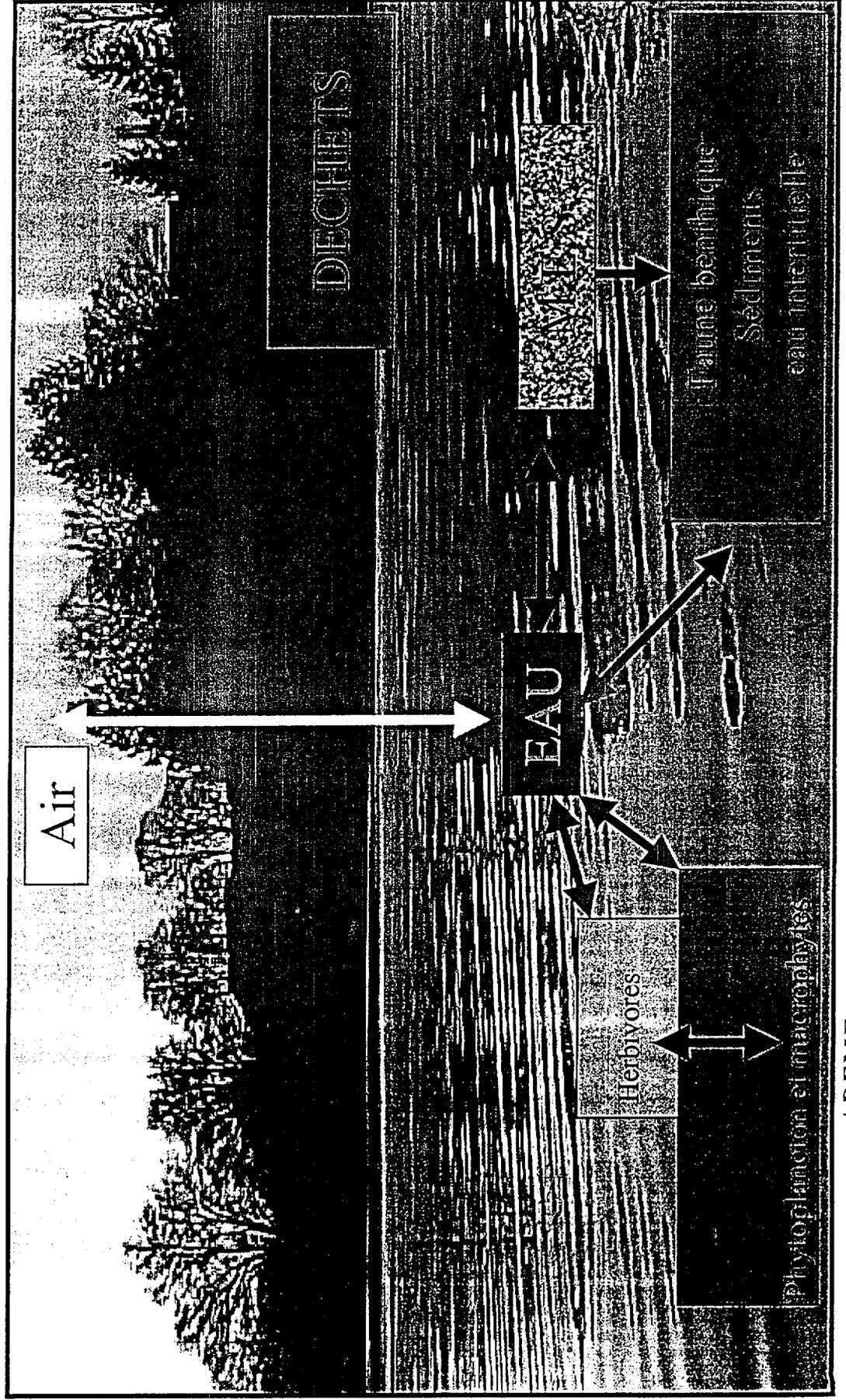


Figure 2

Contamination des écosystèmes aquatiques

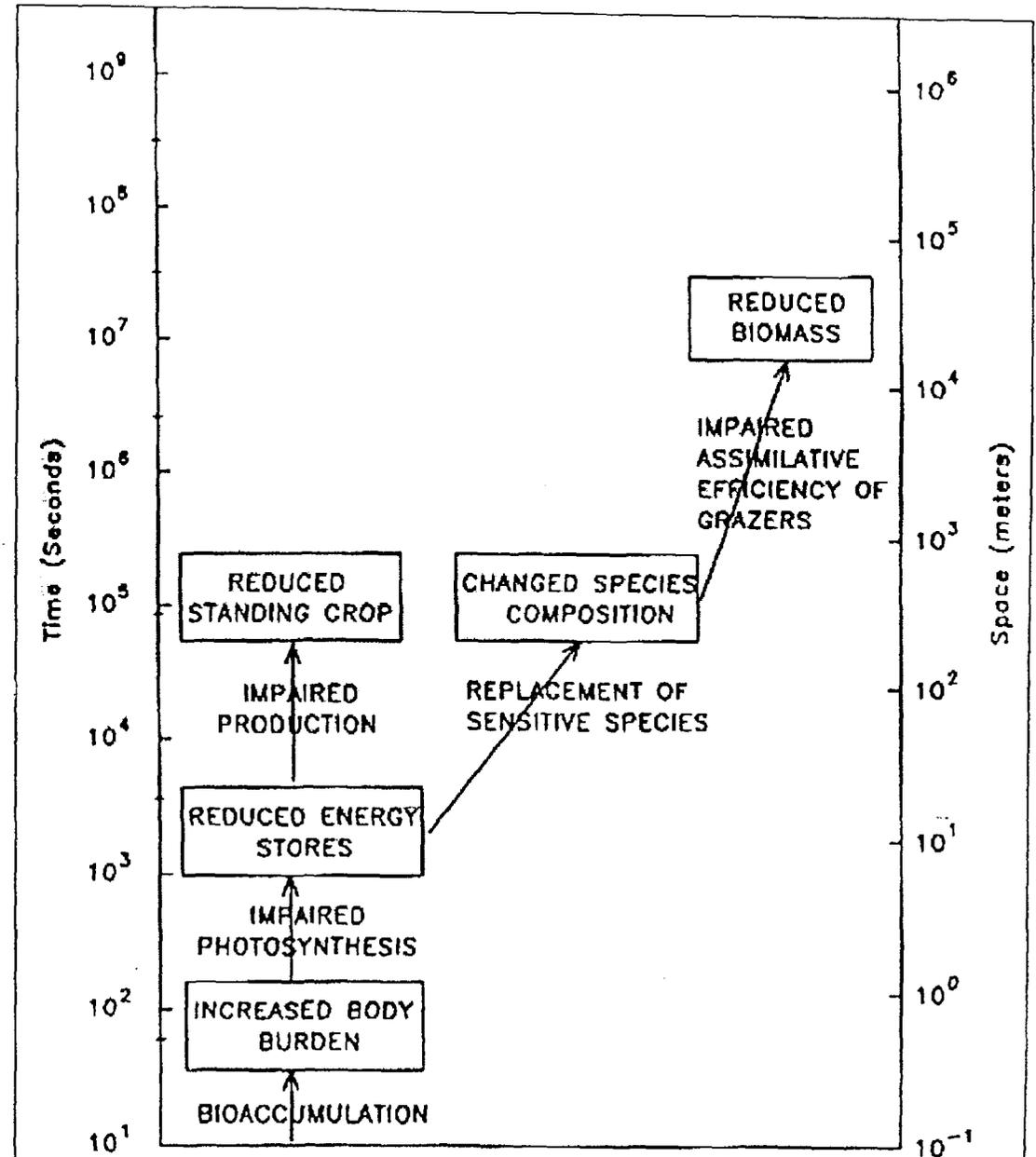
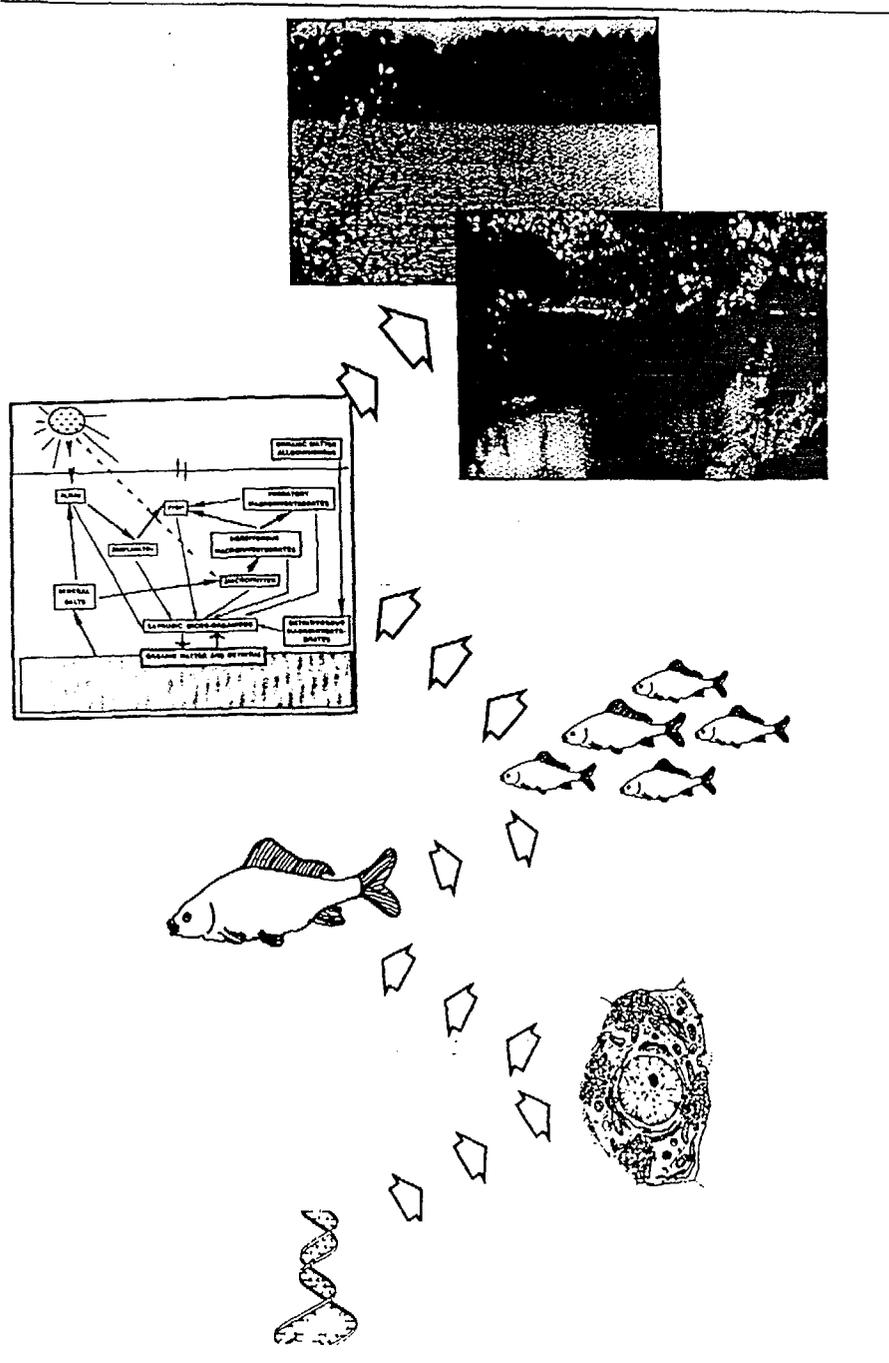


Réponses des structures et fonctions d'un écosystème

Figure 3

D'après Boudou et Ribeyre, 1989

D'après Cairns et al, 1995



Example of the alternate expression of structural and functional responses to stress as time scale, spatial scale, and life spans of the observed organisms increase. Structural changes are shown within boxes. Arrows indicate functional changes.

Figure 4 : *Daphnia magna* S.

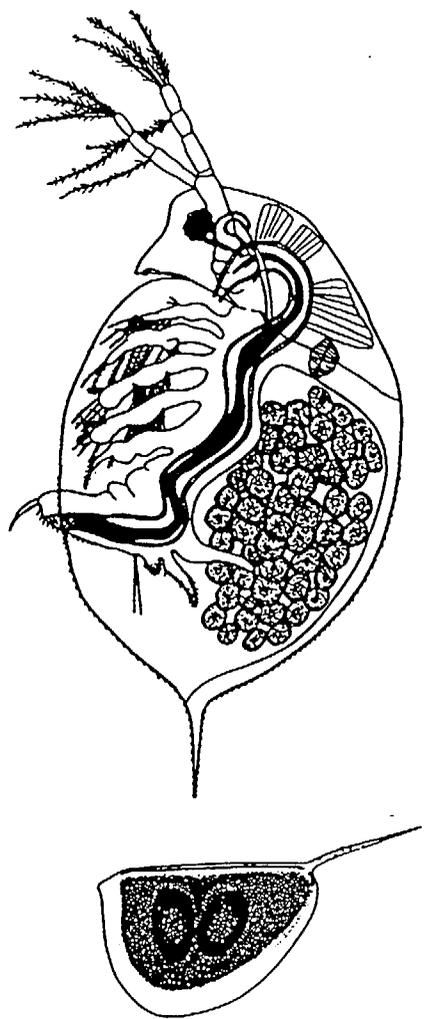


Figure 5 : Boucle microbienne

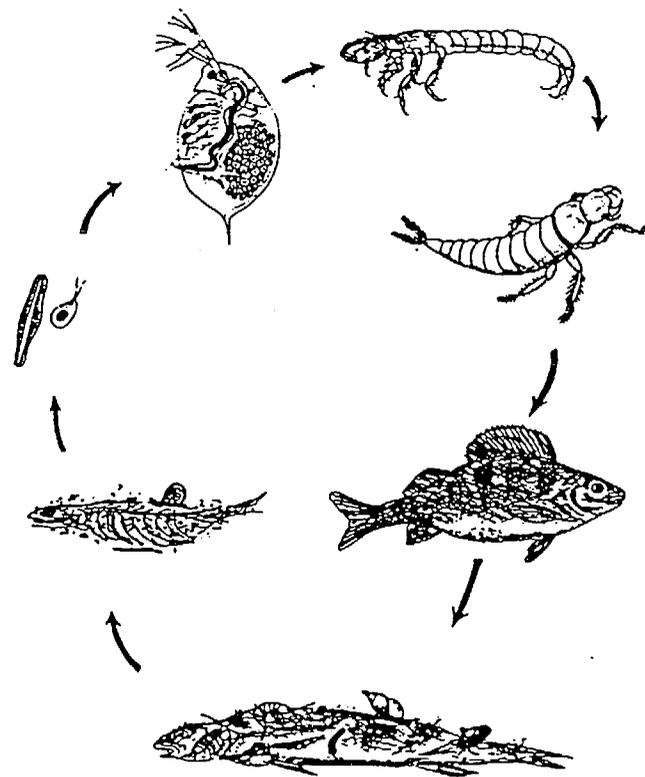


Figure 6 (d'après ADEME 1996)

Liste des 138 taxons utilisés
(les 38 taxons indicateurs sont soulignés)
(AFNOR, 1992)

INSECTES	HÉTÉROPTÈRES	Rhagionidae	MOLLUSQUES
PLÉCOPTÈRES	<u>Aphelocheiridae</u>	Scatophagidae	BIVALVES
<u>Capniidae</u>	Corixidae	Sciomyzidae	Corbiculidae
<u>Chloroperlidae</u>	Gerridae	Simuliidae	Dreissenidae
<u>Leuctridae</u>	Hebridae	Stratiomyidae	Sphaeriidae
<u>Nemouridae</u>	Hydrometridae	Syrphidae	Unionidae
<u>Perlidae</u>	Naucoridae	Tabanidae	
<u>Perlodidae</u>	Nepidae	Thaumaleidae	
<u>Taeniopterygidae</u>	Notonectidae	Tipulidae	GASTEROPODES
	Mesovellidae		Ancylidae
TRICHOPTÈRES	Ecnomidae	ODONATES	Bithynidae
<u>Beraeidae</u>	Veliidae	Aeschnidae	Bythinellidae
<u>Brachycentridae</u>		Calopterygidae	Hydrobiidae
Ecnomidae	COLÉOPTÈRES	Coenagrionidae	Limnaeidae
<u>Glossosomatidae</u>	Curculionidae	Cordulegasteridae	Neritidae
<u>Goeridae</u>	Donacidae	Corduliidae	Physidae
Helicopsychidae	Dryopidae	Gomphidae	Planorbidae
<u>Hydropsychidae</u>	Dytiscidae	Lestidae	Valvatidae
<u>Hydroptilidae</u>	Eubriidae	Libellulidae	Viviparidae
<u>Lepidostomatidae</u>	<u>Elmidae</u>	Platycnemididae	
<u>Leptoceridae</u>	Gyrinidae		VERS
<u>Limnophilidae</u>	Halplidae	MÉGALOPTÈRES	<u>ACHÈTES</u>
Molannidae	Helodidae	Sialidae	Erpobdellidae
<u>Odontoceridae</u>	Helophoridae		Glossiphoniidae
<u>Philopotamidae</u>	Hydraenidae	PLANIPENNES	Hirudidae
Phryganeidae	Hydrochidae	Osmylidae	Piscicolidae
<u>Polycentropodidae</u>	Hydrophilidae	Sysyridae	
<u>Psychomyiidae</u>	Hydroscaphidae		HYMENOPTÈRES
<u>Rhyacophilidae</u>	Hygrobidae	LEPIDOPTÈRES	TRICLADES
<u>Sericostomatidae</u>	Limnobiidae	Pyalidae	Dendrocoelidae
Thremmatidae	Spercheidae		Dugesidae
			Planariidae
ÉPHÉMÉROPTÈRES	DIPTÈRES	CRUSTACÉS	OLIGOCHÈTES
<u>Baetidae</u>	Anthomyidae		
<u>Caenidae</u>	Athericidae	BRANCHIOPODES	NEMATHELMINTES
<u>Ephemerellidae</u>	Blephariceridae		
<u>Ephemeridae</u>	Ceratopogonidae	AMPHIPODES	HYDRACARIENS
<u>Heptageniidae</u>	Chaoboridae	<u>Gammaridae</u>	
<u>Leptophlebiidae</u>	<u>Chironomidae</u>		HYDROZOAIRES
Oligoneuridae	Culicidae	ISOPODES	
<u>Polymitarcidae</u>	Dixidae	<u>Asellidae</u>	SPONGIAIRES
<u>Potamanthidae</u>	Dolichopodidae		
Prosopistomatidae	Empididae	DECAPODES	BRYOZOAIRES
Siphonuridae	Ephydriidae	Astacidae	
	Limonidae	Atyidae	NEMERTIENS
	Psychodidae	Grapsidae	
	Ptychopteridae	Cambaridae	

Figure 7 (d'après ADEME 1996)

Exemples de classification des invertébrés en fonction de leur sensibilité connue ou supposée à divers types de contaminations

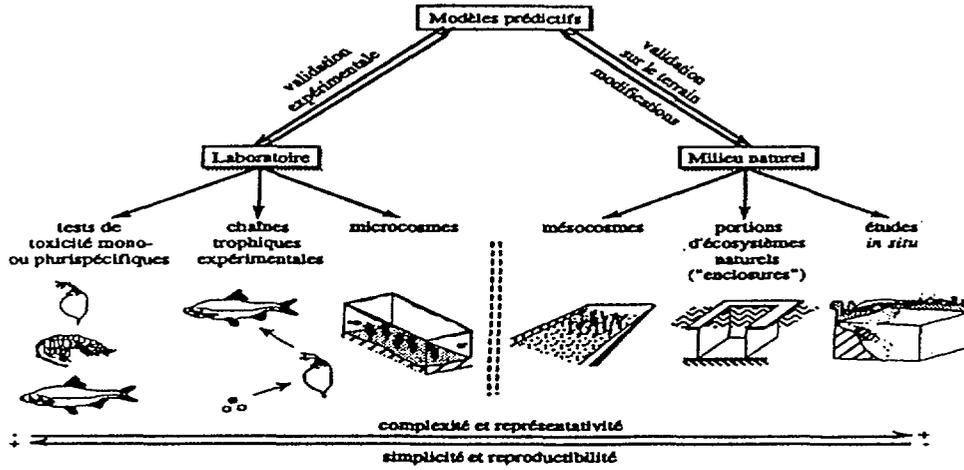
- 1/ Classement des familles (9 groupes indicateurs) selon une sensibilité décroissante à la pollution organique. Norme AFNOR IBGN
- 2/ Sensibilité de différents taxons à différents micropolluants selon les données de (1) Jean, 1991 ; (2) Clements, 1991 ; (3) Plénet et al., 1995 ; (4) Green et al., 1986 ; (5) Hansen & Garton, 1982.

+++ : forte sensibilité ; ++ : sensibilité moyenne ; + : faible sensibilité.

Il faut noter que dans le cas des altérations toxiques de nombreuses espèces ne réagissent pas de la même façon que la famille face à une contamination (surtout métallique), d'où une difficulté de généraliser à un niveau taxonomique peu élevé.

ALTERATION ORGANIQUE	ALTERATION TOXIQUE		
	Micropolluants minéraux ex. : métaux lourds en général	Micropolluants organiques ex. : pbénoI	Micropolluants organiques ex. : insecticides, lindane (4) et dimilin (5).
① Chloropertidae Perlidae perloidiidae Taeniopterygidae	PLECOPTERES D. cephalotes +++ (1)	D. cephalotes +++ (1)	
② Capniidae Brachycentridae Odontoceridae Philopotamidae	TRICHOPTERES Hydropsychidae + (2) H. dinarica +++ (1) S. personatum +++ (1)	H. dinarica +++ (1) S. personatum +++ (1)	Hydropsychidae + (5)
③ Leuctridae Glossomatidae Baetidae Goenidae Leptophlebiidae	EPHEMEROPTERES Eph. en général +++ (2) Baetidae Baetis sp. +++ (2) B. rhodani		Eph. en général +++ (5) B. rhodani +++ (4)
④ Nemouridae Lepidostomatidae Sericostomatidae Epheméridae	E. venosus +++ (1) E. danica +++ (1)	E. venosus +++ (1) E. danica +++ (1)	
⑤ Hydrophilidae Heptageniidae Polymitarcidae Potamanthidae	COLEOPTERES Elmidae + (2)		Elmidae + (5) Chironomidae + (5)
⑥ Leptoceridae Polycentropodidae Psychomyidae Rhyacophilidae	DIPTERES Chironomidae Ortboclaadiinae + (2) Tanytarsini +++ (2)		
⑦ Limnephilidae Hydropsychidae Ephemérellidae Aphelocheiridae	CRUSTACES A. aquaticus + (3) G. fossarum +++ (1, 3) G. pulex +++ (3) Cladocères + (3) Ostracodes + (3) Niphargides + (3)	G. fossarum +++ (1)	
⑧ Baetidae Caenidae Elmidae Gammaridae Mollusques	MOLLUSQUES Radix spp. +++ (1) P. fontinalis	Radix spp. +++ (1)	P. fontinalis + (4)
⑨ Chironomidae Asellidae Achètes Oligochètes	ACHETES E. octoculata +++ (1) G. complanata +++ (1)	E. octoculata ++ (1) G. complanata ++ (1)	
	TURBELLARIES P. tenuis		P. tenuis + (4)
	OLIGOCHETES Oligo. en général Lumbricidae + (2) E. tetraedra +++ (1) T. tubifex + (2) L. hoffmeisteri + (2)	E. tetraedra ++ (1)	Oligo. en général + (5) L. hoffmeisteri + (4)

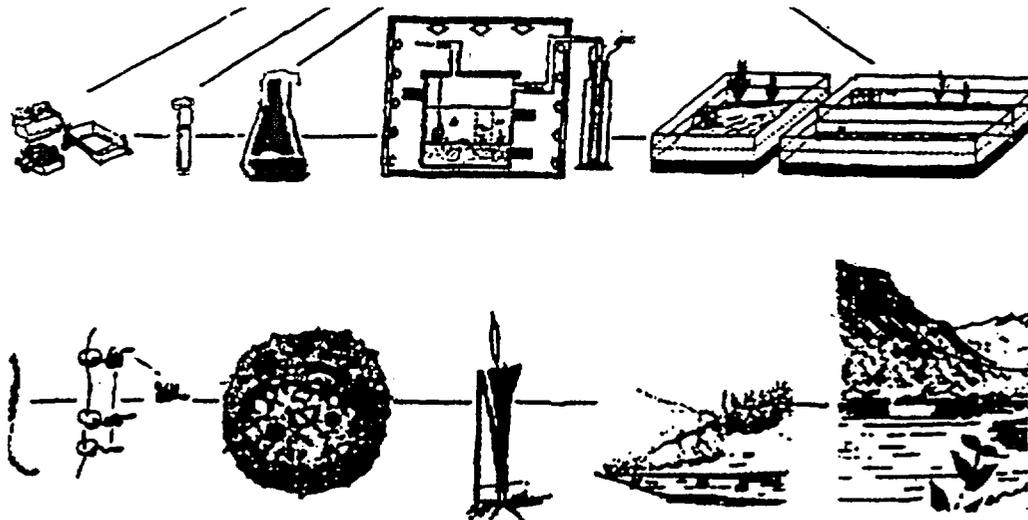
Figure 8



*Diverses méthodologies développées en toxicologie de l'environnement
(d'après Coquat et al., 1989)*

Figure 9

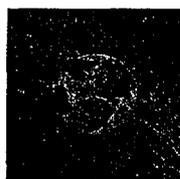
Différentes échelles d'observation des effets



D'après G. Blake

Imprimerie REPROCOPIE, Angers
Achévé d'imprimé en mai 2000
Dépôt légal mai 2000
Imprimé en France

A D E M E



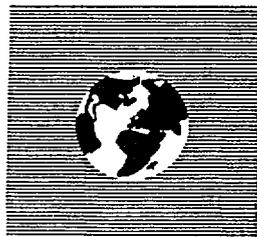
Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
Centre d'Angers - Direction de l'Industrie
2, square La Fayette - BP 406 - 49004 Angers Cedex 01
Tél. : 02 41 20 41 20 - Fax : 02 41 87 23 50
<http://www.ademe.fr>
3615 ADEME (1,29 F/min)

PROCEDURES D'EVALUATION DE LA STABILISATION DES DECHETS INDUSTRIELS SPECIAUX ULTIMES

Présentation des guides méthodologiques

Direction de l'Industrie

A D E M E



Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie

Ce document a été rédigé par Anne GOBBEY et Laurent CHATEAU, Direction de l'Industrie,
Département Milieux et Technologies - ADEME Centre d'Angers.

A lire également :

- **Procédure d'évaluation de la stabilisation des déchets industriels spéciaux ultimes - Cas des procédés de vitrification.**
Juin 2000 - guide d'utilisation 82 pages + description technique 72 pages - Réf. 3666 - Prix de vente : 230 F
soit 35,06 €
- **Procédure d'évaluation de la stabilisation des déchets industriels spéciaux ultimes - Cas des procédés de solidification / stabilisation utilisant des liants minéraux.**
Juin 2000 - guide d'utilisation 50 pages + description technique 62 pages - Réf. 3665 - Prix de vente : 230 F
soit 35,06 €
- **Évaluation de l'écocompatibilité de scénarios de stockage et de valorisation des déchets.**
Juin 2000 - 28 pages - Réf. 3655 - Gratuit
- **Analyse et caractérisation des déchets industriels.**
Juin 1997 - 142 pages - Réf. 1910 - Prix de vente : 280 F soit 42,69 €
- **Les techniques de stabilisation des déchets industriels spéciaux.**
Avril 1996 - 105 pages - Réf. 1923 - Prix de vente : 250 F soit 38,11 €

RESUME

Procédures d'évaluation de la stabilisation des déchets industriels spéciaux ultimes

Présentations des guides méthodologiques

Les procédés de stabilisation des déchets se sont développés suite à la mise en place de la réglementation relative au stockage des déchets industriels spéciaux ultimes, en 1992.

Il s'agit de réduire la perméabilité à l'eau et la fraction lixiviable de ces déchets et d'améliorer leur tenue mécanique.

Cependant, le caractère stabilisé d'un déchet n'est contrôlé au niveau réglementaire que par la mise en oeuvre d'un test simple, qui ne permet pas de vérifier que les objectifs de la stabilisation sont bien atteints.

Ce document présente donc le programme d'évaluation de la stabilisation lancé par l'ADEME en 1993 afin de faire le point sur les performances réelles que l'on peut attendre de ces procédés. Cela a abouti à la rédaction de deux procédures d'évaluation qui sont spécifiques aux techniques exploitées industriellement :

- la solidification/stabilisation à base de liants minéraux,
- la vitrification.

Le contexte et le déroulement du programme sont rappelés et les procédures sont présentées. Chacune est présentée sous la forme d'un guide méthodologique qui comporte deux documents :

- un guide d'utilisation,
- une description technique.

SOMMAIRE

I. PRESENTATION DE LA DEMARCHE GLOBALE.....	7
I.1. CONTEXTE	7
I.2. OBJECTIFS DE L'ADEME.....	8
I.3. LE PROGRAMME ENGAGE PAR L'AGENCE POUR LA REALISATION DE CES PROCEDURES ..	8
II. PRESENTATION DES PROCEDURES	11
II.1. GENERALITES	11
II.1.1. <i>Un objectif commun pour l'ensemble des procédures</i>	11
II.1.2. <i>Une procédure pour chaque type de procédé</i>	11
II.2. CONTENU DES PROCEDURES D'EVALUATION.....	13
II.2.1. <i>Cas des procédés utilisant des liants minéraux</i>	16
II.2.2. <i>Cas des procédés de vitrification</i>	17
III. STRUCTURE DES PROCEDURES.....	21
GLOSSAIRE	23



I. PRESENTATION DE LA DEMARCHE GLOBALE

I.1. CONTEXTE

Les dispositions réglementaires relatives au stockage des déchets spéciaux (Arrêtés du 18 décembre 1992 relatifs au stockage de certains déchets spéciaux ultimes et stabilisés, modifiés par ceux du 18 février 1994) ont contribué au développement sur le marché de nouvelles techniques de traitement : les techniques de stabilisation. Ce terme générique recouvre différents procédés (solidification/stabilisation par utilisation de liants minéraux, solidification par utilisation de liants organiques, et vitrification) qui tous présentent le même objectif : **réduire le transfert de la fraction polluante contenue dans le déchet ultime¹, dans le milieu qui l'accueille.**

Aujourd'hui encore, le caractère stabilisé d'un déchet n'est contrôlé au niveau réglementaire que par la mise en oeuvre d'un test conventionnel, dont le seul objectif est de vérifier la conformité d'un déchet par rapport à des seuils fixés par le législateur, sans tenir compte de la sensibilité des milieux récepteurs qui pourraient être touchés suite à une défaillance du système de confinement du stockage.

Ce test qualifié de "douanier" permet d'accepter ou non un déchet en centre de stockage à un instant précis, mais ne permet en aucun cas d'obtenir des informations sur son comportement (en terme de relargage ou d'évolution physico-chimique) ou sur son impact (potentiel ou réel) sur l'environnement.

Ainsi, si l'on caricature, rien ne s'oppose aujourd'hui à l'admission d'un déchet pouvant présenter à court, moyen ou long terme, des caractéristiques chimiques et/ou physiques insuffisantes vis-à-vis des objectifs du stockage et de la stabilisation, et préjudiciables pour l'environnement.

En conséquence, il était important de compléter ces premières exigences relatives à l'admission de déchets stabilisés en Centres de Stockage de Déchets Ultimes Stabilisés (CSDUS) par la mise au point de procédures d'évaluation permettant de faire le point sur les performances réelles que l'on peut attendre des techniques de stabilisation, en particulier vis à vis de la durabilité dans le temps des déchets stabilisés qu'ils génèrent.

Au niveau international, le développement des techniques de stabilisation est très inégal et n'a pas toujours été entraîné par des contraintes réglementaires comme cela a été le cas en France (exemple : Etats-Unis). Il concerne essentiellement les procédés de solidification/stabilisation à base de liants minéraux.

Les pays les plus avancés en matière de stabilisation (technologies disponibles et/ou appliquées) sont le Canada, les Etats-Unis, la France, le Japon, les Pays-Bas, le Royaume-Uni et la Suisse.

En ce qui concerne l'évaluation des procédés de stabilisation, trois pays ont joué un rôle prépondérant au niveau international et s'y sont consacrés très tôt (années 80) : il s'agit des Pays-Bas, du Canada et des Etats-Unis. Cependant, seuls les deux premiers pays disposent de procédures d'évaluation : elles comportent plusieurs niveaux d'évaluation et permettent l'orientation des déchets solidifiés/stabilisés (ou tout autre type de déchet, stabilisé ou non, dans le cas de la procédure néerlandaise) vers différents scénarios d'élimination (stockage ou utilisation en BTP). La Suisse quant à elle, développe actuellement une procédure d'évaluation de la vitrification. La procédure du Royaume-Uni ne permet pas l'étude du comportement des déchets solidifiés/stabilisés auxquels elle s'applique.

La mise au point de ces procédures est cohérente avec les exigences de la directive 1999/31/CE du Conseil, du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets, qui base le système d'orientation des déchets vers les différents types de décharge sur deux principaux éléments :

- La mise en place d'une procédure uniforme d'admission des déchets, comportant des critères spécifiques, ainsi que les méthodes d'essais normalisées et les valeurs seuils associées à ces critères, pour chacune des trois catégories de décharge (pour déchets dangereux, pour déchets non dangereux et pour déchets inertes). Par ailleurs, la procédure d'admission des déchets doit être déclinée en trois

¹ Dans ce document, on entend par déchets ultimes les déchets admissibles en Centre de Stockage de Déchets Ultimes Stabilisés.



niveaux, le premier consistant en la "détermination minutieuse du comportement à court et long terme des déchets en matière de lixiviation, (...), à l'aide de méthodes normalisées",

- La possibilité d'orientation d'un déchet dangereux vers une décharge pour déchets non dangereux, notamment sur la base des résultats obtenus lors de l'étude de son "comportement à court, moyen et long terme, en matière de production de lixiviats".

La notion de comportement des déchets apparaît ainsi au niveau européen comme un pilier incontournable de l'admission des déchets, quelle que soit la catégorie de décharge concernée. Cela nécessite le choix et l'adoption de nouvelles batteries d'essais réglementaires sous un délai de trois ans à compter de la date de parution du texte.

1.2. OBJECTIFS DE L'ADEME

Les objectifs du programme de travail de l'ADEME sont de développer des procédures d'évaluation de la stabilisation satisfaisant les exigences suivantes :

- Evaluation des procédés exploités industriellement par l'étude du comportement des déchets stabilisés,
- Intégration normative des résultats du programme dans les travaux de normalisation : elle a d'ores et déjà débutée, et se poursuivra, notamment au sein de la commission française de normalisation AFNOR X30Y "comportement des déchets" (Cf. chapitre "Contenu des procédures d'évaluation").
- Prise en compte de l'évolution réglementaire liée à de la directive européenne sur la mise en décharge des déchets,
- Construction de procédures comportant deux niveaux d'évaluation :
 - ✓ Un premier niveau, devant systématiquement être mis en œuvre pour toute famille de déchets stabilisés² (procédure complète : caractérisation de base),
 - ✓ Un deuxième niveau reposant sur une procédure simplifiée, permettant de s'assurer de la conformité des déchets produits en continu par rapport à ceux ayant subi le premier niveau d'évaluation.
- Accompagnement des projets industriels relatifs à la stabilisation. Mise en œuvre de procédure comportant deux niveaux d'évaluation.

1.3. LE PROGRAMME ENGAGE PAR L'AGENCE POUR LA REALISATION DE CES PROCEDURES

En 1993, l'ADEME s'est lancée dans cette démarche en confiant à différents partenaires scientifiques la réalisation d'études spécifiques, visant à définir par type de matrice les méthodes analytiques à mettre en œuvre pour évaluer la stabilisation. En effet, même si la démarche globale d'évaluation est la même quel que soit le type de procédé visé, de nombreux facteurs obligent à une différenciation des outils analytiques qui leur sont associés :

- Nature spécifique des matrices obtenues (poreuse, vitreuse...),
- Différente sensibilité au milieu extérieur,
- Problématiques techniques, économiques et environnementales spécifiques.

Etant donné le développement rapide des procédés utilisant des liants minéraux, c'est tout naturellement que les travaux se sont portés en priorité vers la mise au point d'une procédure visant à évaluer ce type de procédés :

- ⇒ 1993 : Evaluation de la stabilisation par liants minéraux (confiée à Polden-Insavalor),
- ⇒ 1994 : Evaluation de la stabilisation par liants thermoplastiques (confiée au Laboratoire National d'Essais) et par vitrification (confiée au Commissariat à l'Energie Atomique - Marcoule).

² Une famille de déchets stabilisés est composée de couples (déchet/paramètres de fonctionnement du procédé) qui présentent des caractéristiques de comportement identiques quel que soit le site la produisant et la date de production. Cette notion n'est pas développée dans ce document.



Quel que soit la technique concernée, les travaux se sont déroulés selon un schéma identique :

1. Rédaction de la procédure d'évaluation

Cette première phase concerne l'établissement d'un outil théorique reposant sur l'identification des paramètres-clefs déterminants dans l'évolution du déchet stabilisé.

Un document provisoire faisant le point des acquis dans le domaine concerné est élaboré et une première série de tests est proposée.

Ce document fait l'objet d'une discussion avec les industriels concernés et les pouvoirs publics.

A l'issue de cette consultation et compte tenu des remarques formulées, un document final, validé par l'ADEME, est établi.

En ce qui concerne la procédure relative aux procédés utilisant des liants thermoplastiques, seule cette première étape a été réalisée. Par ailleurs, aucune application industrielle n'ayant sérieusement été envisagée jusqu'à présent, il n'est pas exclu que les conditions d'évaluation actuellement proposées soient revues. C'est pourquoi les publications ADEME relatives aux procédures ne traitent pas de ces techniques.

2. Validation de la procédure proposée sur des matrices artificielles ou des déchets stabilisés

Il s'agit dans cette étape de vérifier expérimentalement la pertinence et la robustesse des tests préconisés dans la procédure.

A l'issue des travaux expérimentaux, les tests spécifiques à chaque type de déchet stabilisé sont adoptés.

Les procédures d'évaluation de la stabilisation par liants minéraux et par vitrification ont été validées, la première sur des matrices artificielles, la seconde sur des vitrifiats de déchets et des matériaux de référence (basalte, verre à vitre, etc.).

3. Mise en œuvre sur les procédés exploités industriellement

L'objectif est de procéder à une première évaluation des procédés de stabilisation existants, sur des déchets représentatifs de l'activité courante des unités industrielles, en terme de tonnages traités et de type de problèmes posés vis-à-vis de la stabilisation. Il s'agit également d'obtenir un retour d'informations sur la mise en application de la procédure et d'effectuer une analyse critique des modes d'exploitation de ses résultats.

La phase de mise en œuvre au niveau industriel de la procédure "liants minéraux" a été effectuée sur certaines unités de France Déchets, et est en cours de réalisation sur deux unités de Sarp Industries et sur celle de Séché Eco-Industries. Quant à la procédure "vitrifiats", elle a été mise en œuvre sur les vitrifiats de l'unité de Cenon (Communauté Urbaine de Bordeaux), dans le cadre d'un programme de caractérisation du comportement des vitrifiats, VIVALDI.

4. Rédaction d'une procédure simplifiée

Le but est de disposer *in fine* d'une procédure permettant :

- ⇒ D'éviter la mise en œuvre systématique de la procédure dans son ensemble,
- ⇒ Le contrôle qualité des déchets stabilisés produits en continu par une unité industrielle,
- ⇒ L'aide au contrôle réglementaire.

Ce sont les premières mises en œuvre industrielles qui permettront le choix tests et des paramètres associés les plus pertinents pour un contrôle rapide et fiable. Cette quatrième étape est en cours de réalisation au moment de la rédaction de ce document.

Pour chaque famille de déchet stabilisé, il serait logique de ne procéder qu'à une seule évaluation complète. Cela ne sera possible que si l'industriel producteur du déchet stabilisé est en mesure de prouver que sur n'importe quel site produisant cette famille, les déchets obtenus présentent les mêmes caractéristiques de comportement que ceux ayant fait l'objet de l'évaluation complète.



II. PRESENTATION DES PROCEDURES

II.1. GENERALITES

II.1.1. Un objectif commun pour l'ensemble des procédures

Les procédures d'évaluation ont été rédigées dans le but de répondre à la question suivante :

Qu'en est-il de la réalité de la stabilisation des polluants au sein d'une matrice de déchets stabilisés, et de la tenue de leur rétention dans le temps ?

Comme cela a déjà été précisé, cette démarche est corrélée à la définition réglementaire même du déchet stabilisé : la réglementation actuelle définit le déchet stabilisé selon des seuils à respecter, mais ne fixe aucun moyen pour atteindre cet objectif.

Il s'agit donc de s'assurer que les traitements de stabilisation ne constituent pas une simple dilution des déchets dans une matrice mais qu'ils permettent bien d'atteindre les objectifs suivants :

- ⇒ Favoriser la formation de composés plus stables que ceux constituant le déchet avant traitement,
- ⇒ Améliorer la rétention physico-chimique des polluants, afin de limiter leur solubilité et par conséquent leur rejet dans l'environnement,
- ⇒ Limiter les contacts à l'interface " déchet-environnement ", et par conséquent l'entraînement à l'eau,
- ⇒ Améliorer les propriétés physiques du déchet en vue de faciliter sa manipulation et son stockage,
- ⇒ Obtenir un état pérenne.

Cette double vérification (réalité de la stabilisation et maintien des performances dans le temps) est abordée dans les procédures d'évaluation via l'étude du comportement des déchets.

II.1.2. Une procédure pour chaque type de procédé

Bien que de nombreuses similitudes existent dans la construction des procédures, les outils d'évaluation les composant sont différents car ils ont été élaborés en tenant compte d'une part des spécificités des différentes matrice, et d'autre part des scénarios d'élimination envisagés pour chacune d'elles.

1. Spécificité des différents types de matrice

Il est certain qu'une matrice poreuse obtenue par un procédé utilisant des liants hydrauliques ne sera pas altérée de la même façon qu'une matrice vitreuse, qui est un matériau non poreux. Ainsi, le relargage des éléments polluants (mécanisme, cinétique, intensité) sera différent, de même que les outils de caractérisation de ce relargage (Cf. rappels sur les mécanismes d'altération dans le Guide d'utilisation de chaque procédure).

2. Problématique d'évaluation en fonction des scénarios d'élimination envisagés

- Dans le cas des procédés utilisant des liants minéraux, le contexte dans lequel se fait l'évaluation de la stabilisation est celui du stockage en CSDUS, correspondant à la réalité réglementaire française.

L'orientation de ces déchets stabilisés en décharge pour déchets non dangereux ne doit plus être exclu des réflexions, du fait des dispositions de la directive européenne sur la mise en décharge des déchets ; dans ce cas, l'étude du comportement des déchets devra vraisemblablement impliquer d'autres types de tests que ceux présentés dans ce document, par exemple pour prendre en compte le caractère organique des décharges pour déchets non dangereux. La définition et la mise au point de ces tests est abordée dans d'autres programmes de l'ADEME, et leur normalisation est du ressort de la commission AFNOR X30Y et du groupe de travail européen correspondant (CEN/TC292/WG6).



- Le contexte relatif à l'évaluation de la vitrification est légèrement différent : en effet, compte tenu de la nature de la matrice obtenue, qui présente une structure pérenne et donc de bonnes caractéristiques, l'orientation des vitrifiats vers des scénarios moins contraignants que le stockage en CSDUS, tels que le stockage en décharge de Classe 3 (déchets inertes) ou bien l'utilisation en technique routière, est raisonnablement envisageable.

La procédure a donc été définie en prenant en compte ces scénarios particuliers, chacun étant représenté par le biais d'un test de simulation.

Il en résulte également une construction particulière de la procédure relative à la vitrification, sous forme d'arbre de décision. En effet, les tests subis par les vitrifiats sont de précision et de complexité croissantes et sont mis en œuvre de manière itérative. Ainsi, le test $i+1$ n'est réalisé que si le vitrifiat a passé avec succès le test i . Cela implique bien entendu que des critères de sélection soient fixés pour chaque test. Cette construction en logigramme aboutit à un outil décisionnel, qui pourrait servir à une orientation réglementaire des vitrifiats, mais qui peut également être employé "uniquement" pour appréhender le comportement des vitrifiats.

L'ensemble de ces remarques fait que chaque technique de stabilisation fait l'objet de guides méthodologiques spécifiques.



II.2. CONTENU DES PROCEDURES D'EVALUATION

Comme cela a été exposé au chapitre précédent, il existe des similitudes dans la construction des procédures du fait d'un principe d'évaluation identique, l'étude du comportement des déchets stabilisés. Il est donc possible de regrouper par rubrique les différentes étapes (ou les tests composant ces étapes) des deux outils d'évaluation tel que cela est décrit sur le schéma 1.

Les étapes composant ces deux procédures sont présentées à la suite de ce schéma.

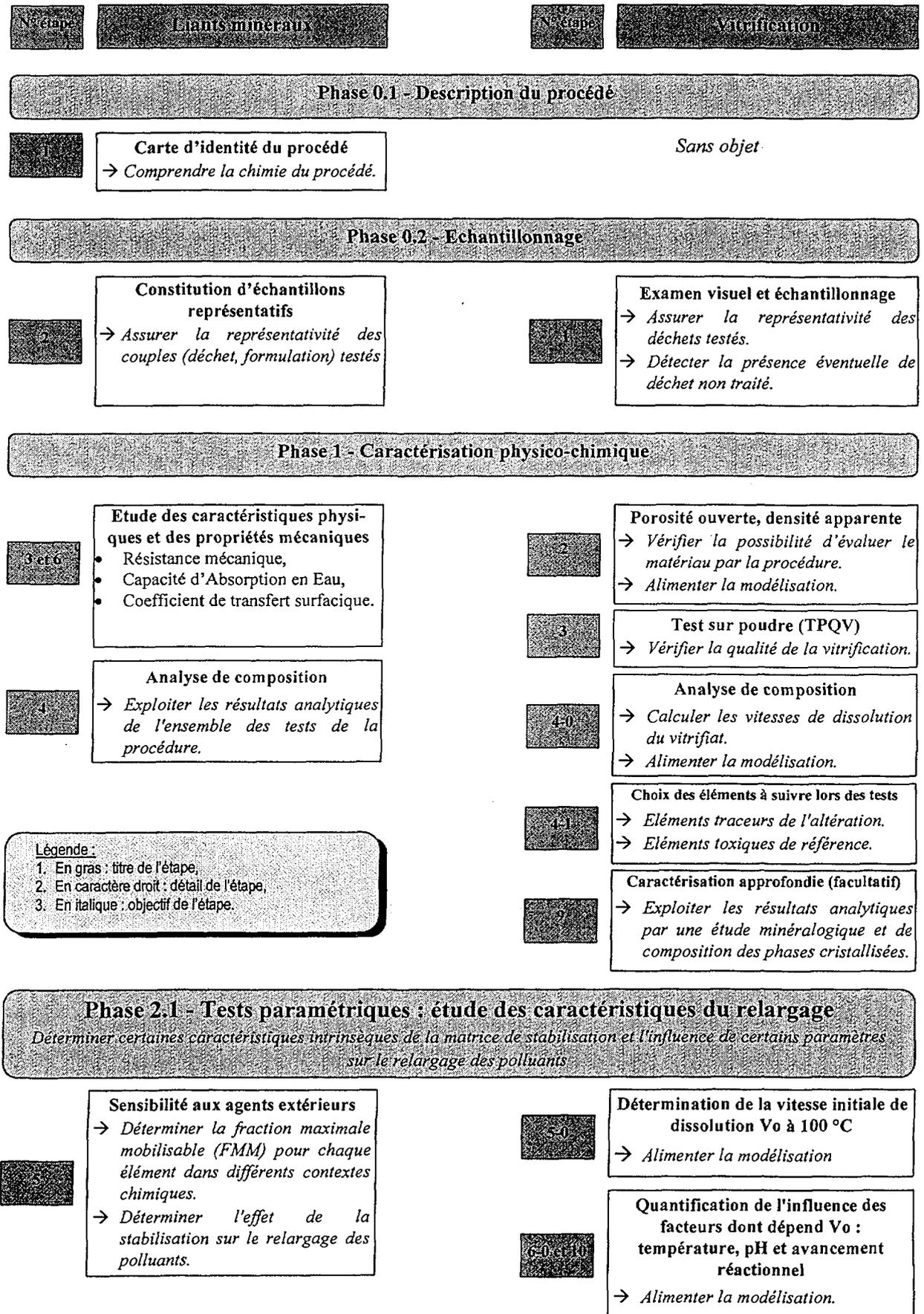


Schéma 1. Correspondance entre les deux procédures d'évaluation de la stabilisation

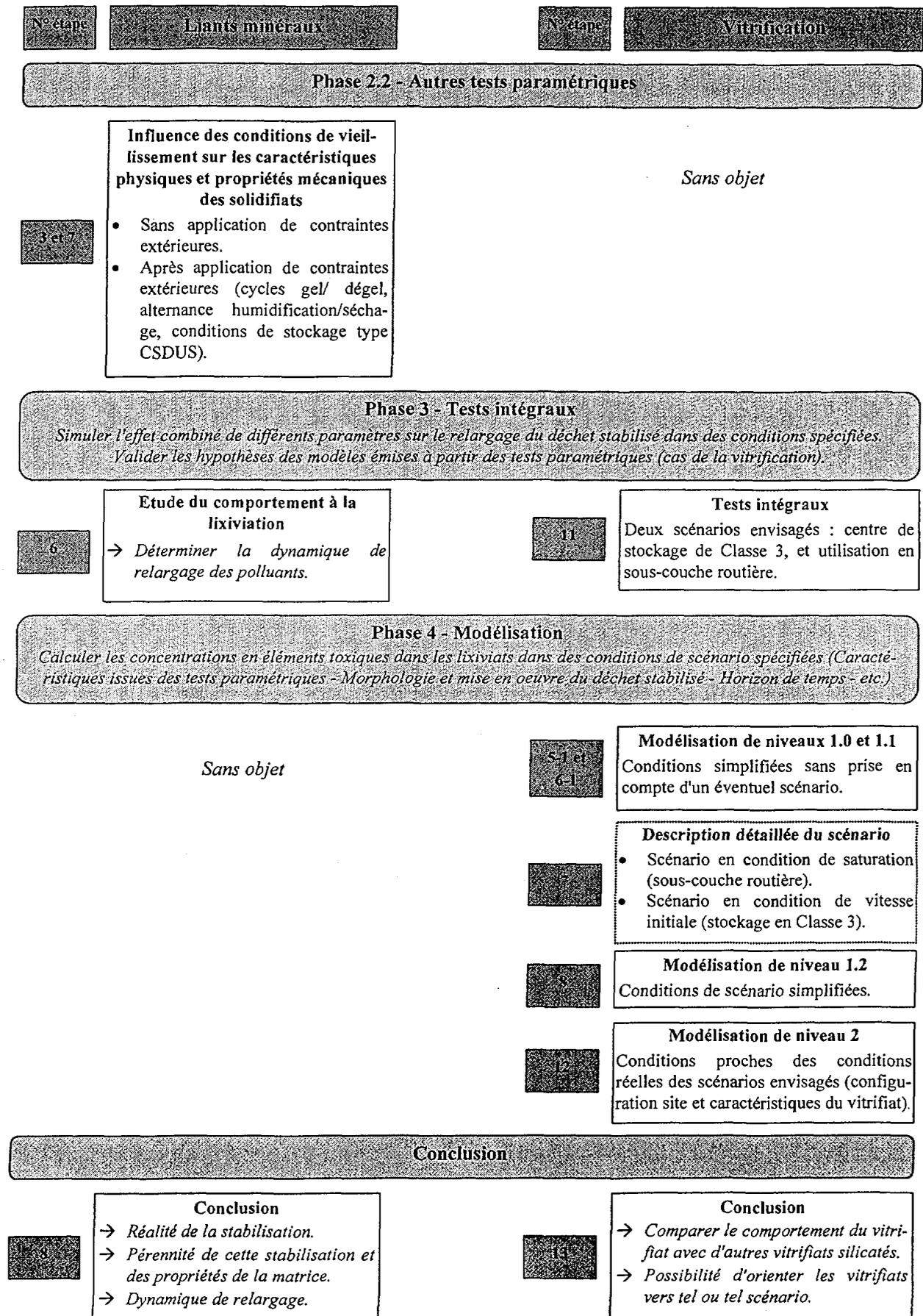


Schéma 1. Correspondance entre les deux procédures d'évaluation de la stabilisation (suite)



II.2.1. Cas des procédés utilisant des liants minéraux

1. Carte d'identité du procédé

Elaborée sur la base des connaissances de l'industriel détenteur du procédé, cette première étape doit permettre de mieux comprendre la chimie du procédé et de définir la ou les familles de déchets visées par le procédé.

2. Constitution d'échantillons représentatifs

L'objectif de cette étape est de s'assurer que les tests portent bien sur des déchets bruts représentatifs de la ou les familles de déchets visées par le procédé. La représentativité de la formulation employée est également un point essentiel.

3. Etude des propriétés physiques et caractéristiques mécaniques à différentes échéances

Il s'agit de déterminer l'évolution de la résistance mécanique (compression, traction) et de la dynamique d'admission de l'eau du déchet stabilisé, qui sont caractéristiques de la nature de la matrice.

Les tests de détermination de la résistance mécanique sont normalisés (AFNOR NF X 31-212³).

4. Caractérisation analytique

Le comportement à long terme d'un déchet ne peut s'étudier sans une connaissance précise de sa composition au temps $t = 0$ (période de maturation habituelle).

Par ailleurs, cette analyse doit permettre d'évaluer le bilan matière du procédé, d'attester de l'absence de transfert de pollution et d'estimer la part de polluants apportés par les liants et les réactifs utilisés.

Cette étape doit faire appel à des techniques de préparations et d'analyses normalisées ou en cours de normalisation aux niveaux français ou européen.

5. Détermination de la sensibilité chimique du déchet à différents contextes chimiques

La sensibilité du déchet solidifié/stabilisé au contexte chimique est déterminante. Cette phase a pour double objectif :

- ⇒ D'étudier la sensibilité des déchets solidifiés/stabilisés aux agents extérieurs, afin d'évaluer l'impact des conditions chimiques imposées par le milieu extérieur sur la solubilité des polluants qu'ils contiennent ;
- ⇒ D'attester de la réalité de la stabilisation chimique obtenue par le procédé en effectuant l'essai à la fois sur le déchet brut et sur le déchet solidifié/stabilisé.

6. Etude du comportement à la lixiviation

Cette étape a pour objectif de déterminer la dynamique de relargage du déchet solidifié/stabilisé dans deux situations permettant de borner le contexte chimique caractérisant une alvéole de CSDUS contenant exclusivement des déchets solidifiés/stabilisés par liants minéraux.

Le test associé à cette étape est au programme de la commission de normalisation AFNOR X30Y.

7. Etude de l'influence des conditions de vieillissement sur les caractéristiques physiques et mécaniques du déchet stabilisé.

L'objectif de cette étape est d'évaluer l'évolution des caractéristiques structurales du déchet solidifié/stabilisé sous différentes contraintes de vieillissement. Plus précisément il s'agit :

- ⇒ De mesurer une éventuelle modification des caractéristiques physiques ;
- ⇒ D'apprécier une éventuelle augmentation ou diminution de l'intensité ou/et de la dynamique de la pénétration de l'eau dans la matrice.

³ Association Française de Normalisation. Déchets. Détermination du caractère solide massif NF X 31-212. AFNOR, 1994, 15 p.



Les tests de détermination de l'influence des conditions de vieillissement gel/dégel et humidification/séchage s'inspirent de tests normalisés au niveaux français^{4,5} et international^{6,7}.

II.2.2. Cas des procédés de vitrification

1. Examen visuel et échantillonnage

Cette première étape a pour but de qualifier le matériau suivant son homogénéité et sa texture. Cette caractérisation conduira à un échantillonnage suivant une méthodologie adaptée.

L'application de cette méthodologie permet d'assurer la représentativité des échantillons pour essai par rapport à la production industrielle.

2. Porosité

La procédure étant adaptée aux matériaux non ou faiblement poreux, la mesure permet d'orienter les matériaux en fonction de leur porosité ouverte. La connaissance de ce paramètre est important car les méthodes d'évaluation des vitrifiés proposées prennent mal en compte l'impact d'une porosité importante sur le comportement à moyen et long terme du matériau vitreux.

Le test utilisé est normalisé au niveau international (ISO 5017⁸).

3. Test pour la qualification des vitrifiés

Le Test Pour la Qualification des Vitriifiés (TPQV) permet de mettre en évidence la présence d'infondus solubles au sein du vitrifié. Dans le cas des matériaux dont la structure est essentiellement vitreuse, il permet d'identifier une mauvaise vitrification du déchet.

Il est en cours de normalisation en France (AFNOR prXP X 30-440⁹, statut : projet).

4-0. Analyse de composition

La connaissance de la composition du vitrifié est indispensable à l'exploitation des tests de la procédure ainsi qu'à la modélisation de son comportement dans un scénario donné.

Cette étape doit faire appel à des techniques de préparations et d'analyses normalisées ou en cours de normalisation aux niveaux français ou européen.

4-1. Choix des éléments à analyser

Pour des raisons évidentes de coût et grâce aux hypothèses sur le mode de dissolution de la matrice vitreuse, tous les éléments analysés à l'étape précédente ne sont pas suivis à chaque test. Le choix porte sur les éléments traceurs de l'altération et sur les éléments considérés comme étant des toxiques de référence.

⁴ Association Française de Normalisation. Bétons - Essai de gel sur béton durci - Gel dans l'eau - Dégel dans l'eau. NF P 18-424. AFNOR, 1994.

⁵ Association Française de Normalisation. Bétons - Essai de gel sur béton durci - Gel dans l'air - Dégel dans l'eau. NF P 18-425. AFNOR, 1994.

⁶ American Society for Testing and Materials. Standard Test Method for : Determining the Resistance of Solid Wastes to Freezing and Thawing. ASTM D 4842-90. ASTM, 1990.

⁷ American Society for Testing and Materials. Standard Test Method for : Determining the Resistance of Solid Wastes to Wetting and Drying. ASTM D 4843-88. ASTM, 1988.

⁸ International Standard Organisation. Produits réfractaires façonnés denses - Détermination de la masse volumique apparente, de la porosité ouverte et de la porosité totale. ISO 5017. ISO, 1998.

⁹ Association Française de Normalisation. Déchets - Vitriifiés silicatés - Essais de détermination de la fraction immédiatement soluble au contact d'une solution d'acide acétique à pH 5. prXP X 30-440. AFNOR, mars 2000.



5-0. Détermination de la vitesse initiale de dissolution des vitrifiats

Celle-ci est effectuée grâce à un test de lixiviation dynamique en eau constamment renouvelée et à la température de 100 °C, mettant en œuvre un appareillage Soxhlet

Ce test permet en outre de décrire les mécanismes d'altération des vitrifiats par l'eau (sélectivité, formation de nouvelles phases, fissuration chimique, etc..).

Il est normalisé au niveau français (AFNOR XP X 30-403¹⁰, statut expérimental).

5-1. Modélisation de niveau 1.0

La modélisation de niveau 1.0 fixe des conditions de scénario types de scénarios d'élimination et constitue une première évaluation grossière mais majorante du comportement des vitrifiats.

Elle permet de calculer des concentrations en éléments toxiques dans les eaux ayant percolé au travers d'un massif de vitrifiat, à partir de la vitesse initiale de dissolution à 100 °C.

Dans le cas d'une utilisation de la procédure en tant qu'outil décisionnel, ces concentrations peuvent être comparées à des seuils.

6-0. Détermination de l'influence de la température sur la vitesse initiale de dissolution

On étudie l'influence de la température afin de calculer les vitesses de dissolution à des températures correspondant aux scénarios d'élimination envisagés.

Cette étape fait appel à un test normalisé (Cf. étape 5-0).

6-1. Modélisation de niveau 1.1

L'objectif de ce modèle est identique à celui du modèle 1.0 mais ici, on tient compte des résultats du test d'influence de la température. Les résultats obtenus sont donc plus proches de la réalité.

7. Description détaillée du scénario

Dans le cas de l'application de cette procédure à des fins de d'orientation des vitrifiats, les étapes précédentes ont permis d'identifier les vitrifiats ayant des performances élevées ou trop faibles.

Les étapes qui suivent ont pour objet de traiter le cas des matériaux intermédiaires et qui peuvent encore prétendre à des scénarios d'élimination autres que le stockage en CSDUS.

A l'issue de cette étape, deux types de scénarios sont envisagés : les scénarios correspondant aux conditions de vitesse initiale (fort renouvellement de l'agent lixiviant) et les scénarios impliquant des conditions de saturation (faible renouvellement de l'agent lixiviant).

8. Modélisation de niveau 1.2

Le modèle proposé à ce niveau conserve exactement la même structure que les modèles précédents, mais il se veut plus réaliste, et pour cela, il intègre les données du scénario envisagé. Ce modèle repose sur l'hypothèse que la dissolution du vitrifiat a lieu dans des conditions de vitesse initiale, ce qui reste majorant par rapport à la réalité (Cf. rappels sur les mécanismes d'altération dans le Guide d'Utilisation de la procédure d'évaluation de la vitrification).

Il permet également de calculer des concentrations en éléments toxiques, qui peuvent être comparées à des seuils dans le cas d'une utilisation de la procédure en tant qu'outil décisionnel.

¹⁰ Association Française de Normalisation. Déchets. Vitrifiats silicatés. Essai de détermination de la vitesse initiale de dissolution au contact d'une solution aqueuse renouvelée régulièrement et régénérée en circuit fermé par évaporation et condensation XP X 30-403-AFNOR, 1999, 20 p.



9. Caractérisation approfondie

Cette étape facultative permet d'acquérir un ensemble de données sur la structure physique et sur la composition des différents échantillons à une échelle microscopique. Placée à ce stade de la procédure, elle peut permettre une analyse des résultats obtenus lors des étapes précédentes. Elle est mise en place essentiellement pour les matériaux cristallisés.

10. Modules d'essais paramétriques

Au sens de la méthodologie XP ENV 12920¹¹, l'évaluation du comportement à moyen et long terme est basée sur un modèle élaboré à partir de la connaissance des mécanismes qui président et qui présideront lors de l'altération du déchet, jusqu'à l'horizon de temps fixé dans le scénario envisagé.

Par conséquent le premier travail consiste à définir les mécanismes d'altération et étudier l'influence des principaux paramètres (pH, avancement réactionnel, etc.) sur la cinétique d'altération du vitrifié, cela dans le but d'acquérir un degré de connaissances suffisant pour diminuer le niveau d'empirisme admis dans le premier niveau de modélisation.

Le test utilisé dans cette procédure et destiné à déterminer l'influence de l'avancement réactionnel est normalisé au niveau français (AFNOR XP X 30-419¹², statut : expérimental).

C'est pourquoi des essais paramétriques sont mis en place pour les deux types de scénarios décrits à l'étape 7.

11. Tests intégraux (essais de simulation)

Ces tests sont indispensables à l'évaluation du comportement à moyen et long terme. Ils ont pour fonction :

- ⇒ De simuler au mieux les conditions réelles d'exposition des vitrifiés correspondant au scénario envisagé, notamment l'effet prépondérant de tel ou tel matériau de proximité dans un contexte donné (par exemple l'effet des liants hydrauliques sur les vitrifiés en sous-couche routière) ;
- ⇒ De valider les hypothèses des modèles, émises à partir des tests paramétriques.

Ces tests sont appliqués aux deux types de scénarios couramment envisagés pour les vitrifiés de déchets :

- ⇒ Scénario en conditions de vitesse initiale simulant un stockage de Classe 3 ;
- ⇒ Scénario en conditions de saturation simulant une valorisation en sous-couche routière.

12. Modélisation de niveau 2

Cette modélisation de niveau 2 constitue l'avant-dernière étape de l'évaluation de la vitrification.

Les hypothèses du modèle sont toujours majorantes mais plus proches de la réalité que dans les étapes de modélisation précédentes.

Il s'agit de calculer les concentrations en éléments toxiques dans les lixiviats ainsi que l'évolution de ces concentrations au cours du temps en fonction de données d'entrées réalistes, correspondant au scénario, et sur la base d'hypothèses robustes sur l'altération des vitrifiés. Ces hypothèses émanent des essais paramétriques et sont validées par les tests intégraux.

13. Conclusion

La mise en œuvre de tout ou partie des tests de cette procédure, selon l'objectif fixé, permet de conclure sur les caractéristiques de comportement et/ou le devenir du vitrifié testé, dans le scénario retenu.

¹¹ Association Française de Normalisation. Caractérisation des déchets. Méthodologie pour la détermination du comportement à la lixiviation d'un déchet dans des conditions spécifiées. XP ENV 12920. AFNOR, 1998, 10 p.

¹² Association Française de Normalisation. Déchets silicatés obtenus par fusion - Essai d'altération au contact d'une solution aqueuse non renouvelée et visant des conditions stationnaires. XP X 30-419. AFNOR, 1997, 15 p.



III. STRUCTURE DES PROCEDURES

Chaque procédure d'évaluation se présente sous la forme d'un guide méthodologique qui comporte deux documents :

- Le premier est un **Guide d'Utilisation** qui précise les enjeux et les objectifs des différentes étapes, permet de faciliter leur compréhension, d'indiquer la façon dont les résultats doivent être exploités et interprétés et d'expliquer les spécificités des tests. Il est présenté sous forme de fiches qui comportent les rubriques suivantes (excepté les étapes 1 et 2 en ce qui concerne l'outil relatif aux liants minéraux) :
 - ⇒ Enjeux,
 - ⇒ Objectifs,
 - ⇒ Commentaires,
 - ⇒ Exploitation et interprétation des résultats.

Dans le cas de la vitrification, les étapes de modélisations incluent deux autres rubriques présentant d'une part la description précise du modèle, et d'autre part les hypothèses de calcul qui sont fonction du scénario envisagé.

Ce guide contient également un rappel sur les mécanismes d'altération de la matrice de stabilisation impliquée.

- Le second est la **Description Technique** des tests à mettre en œuvre : il détaille précisément les différents modes opératoires des tests d'évaluation, propose des solutions aux difficultés pouvant être rencontrées, fournit un mode de présentation des résultats et est constitué des rubriques suivantes (excepté les étapes 1 et 2 en ce qui concerne l'outil relatif aux liants minéraux) :
 - ⇒ Préparation des échantillons et de l'essai,
 - ⇒ Mode opératoire,
 - ⇒ Commentaires,
 - ⇒ Expression des résultats,

Les étapes de modélisations ne sont pas présentées dans ce document car elles ne font pas appels à des tests : il s'agit uniquement de calculs.

Ces deux documents sont complémentaires. En particulier, la méthode d'exploitation et d'interprétation des résultats préconisée dans le Guide d'Utilisation est bâtie à partir du mode de présentation des résultats détaillé dans la Description Technique. Les tableaux et graphiques possèdent des références communes dans les deux documents mais ne sont présentés que dans la Description Technique.



GLOSSAIRE

Altération

Modifications ou transformations physico-chimiques d'un matériau dues aux agents environnants.

Centre de Stockage de Déchets Ultimes Stabilisés (CSDUS)

Les CSDUS sont les centres de stockage de déchets conçus et exploités selon les dispositions des arrêtés du 18 décembre 1992 modifiés par les arrêtés du 18 février 1994 relatifs au stockage de certains Déchets Industriels Spéciaux Ultimes et Stabilisés (DISUS) pour les installations nouvelles et existantes.

Ces centres sont communément appelés "Centre de Stockage de Classe 1".

Comportement à la lixiviation (Norme XP ENV 12 920 "Caractérisation des déchets - Méthodologie pour la détermination du comportement à la lixiviation d'un déchet dans des conditions spécifiées")

"Relargage et évolution du relargage à partir d'un déchet, par contact avec un agent lixiviant en fonction des conditions spécifiées dans le scénario".

On parle de comportement à long terme pour désigner le comportement à la lixiviation sur des échelles de temps géologique (centaines ou milliers d'années).

Le "moyen terme" s'emploie pour qualifier des échelles de temps plus courtes (dizaines d'années).

Le "court terme" désigne les horizons de temps inférieurs à la dizaine d'années.

NB : la définition de ces notions est propre à ce document.

Conditions de saturation (vitrifiat¹³)

Se dit des conditions d'altération dans lesquelles le temps de contact entre le vitrifiat et le lixiviant (solvant qui est en général de l'eau) est élevé. Il s'agit alors d'une altération à fort progrès de réaction.

Conditions de vitesse initiale (vitrifiat)

Se dit des conditions d'altération dans lesquelles le temps de contact entre le vitrifiat et le lixiviant (solvant qui est en général de l'eau) est faible. Il s'agit alors d'une altération à faible progrès de réaction.

Déchets Industriels Spéciaux Ultimes (DISU)

Le législateur (loi n°92-646 du 13 juillet 1992 et arrêtés du 18 décembre 1992 modifiés) définit comme déchets industriels spéciaux ultimes, "les déchets résultant ou non du traitement des déchets, qui ne sont plus susceptibles d'être traités dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de leur part valorisable ou par la réduction de leur caractère polluant ou dangereux.

"De tels déchets sont essentiellement solides, minéraux avec un potentiel polluant constitués de métaux lourds peu mobilisables. Ils sont très peu réactifs, très peu évolutifs, très peu solubles".

Déchet stabilisé (arrêtés du 18 février 1994 modifiant les arrêtés du 18 décembre 1992)

"Un déchet est considéré comme stabilisé quand sa perméabilité à l'eau et sa fraction lixiviable ont été réduites (...) de façon que ses caractéristiques satisfassent aux critères d'acceptation des déchets stabilisés" fixés par les arrêtés du 18 décembre 1992 modifiés.

L'amélioration de la tenue mécanique n'est pas reprise dans cette définition car un déchet stabilisé n'a pas forcément besoin de subir un traitement de solidification (Cf. "solidification" et "stabilisation").

Dissolution

Mise en solution.

¹³ Cette précision signifie que le mot correspondant se rapporte aux vitrifiats uniquement.



Elimination

Dans ce document, l'élimination des déchets se rapportent à des opérations de dépôt dans le milieu naturel dans des conditions de sécurité diverses (mise en centre de stockage, terrils, etc.), et à des utilisations impliquant un retour direct dans l'environnement (BTP, etc.), dans des conditions propres à éviter les nuisances mentionnées à l'article 2, alinéa 1, de la loi n°75-633 du 15 juillet 1975 modifiée, relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux.

Liants minéraux

Le terme "liants minéraux" regroupe les liants hydrauliques (chaux, ciment...), les réactifs à caractère pouzzolanique (cendres volantes, scories et déchets sidérurgiques, ciment au laitiers, chaux hydraulique) et d'autres réactifs comme les silicates solubles, les argiles, les zéolithes, etc.

Un liant hydraulique est une matière inorganique finement moulue qui, mélangée avec de l'eau, forme une pâte qui fait prise et durcit par suite de réactions et de processus d'hydratation et qui, après durcissement, conserve sa stabilité, même sous l'eau (Norme NF P 15-301).

Les pouzzolanes ou tout réactif à caractère pouzzolanique, sont capables à température ordinaire et en présence d'eau, de fixer la chaux hydratée pour donner des composés stables ayant des propriétés hydrauliques.

Lixiviation

a/ Sens littéral : Extraction d'un ou plusieurs éléments sous l'action d'un solvant.

b/ Usage courant : Par extension on appelle lixiviation toute opération consistant à soumettre un échantillon à l'action d'un solvant.

Modèle comportemental (Norme XP ENV 12 920)

Ensemble de relations entre le comportement à la lixiviation (d'un déchet), d'une part, et les conditions pertinentes du scénario (d'élimination) envisagé, ainsi que les propriétés pertinentes du déchet considéré d'autre part.

NB : Le modèle comportemental est plus ou moins sophistiqué selon la définition du problème et de la solution recherchée. C'est sur lui que repose la prédiction du comportement du déchet dans le temps.

Relargage (Norme XP ENV 12 920)

Emission, à partir d'un déchet, de constituants qui passent à travers la surface externe d'un volume de déchet, comme spécifié dans le scénario considéré.

Scénario (Norme XP ENV 12 920)

Description d'un ensemble de conditions normales et exceptionnelles pertinentes pour une situation particulière d'élimination de déchets, en vue de la détermination de leur comportement à la lixiviation sur une période spécifiée.

NB : L'élimination est définie à la page précédente.

Solidification

La solidification est la transformation du déchet en un solide compact (structure physique solide massive), sans modification du potentiel dangereux du déchet. Le but est de conférer au déchet une structure physique, durable dans le temps, afin de limiter au maximum les contacts déchet - milieu d'accueil.

Un déchet solidifié n'est donc pas forcément un déchet stabilisé.

Stabilisation

Au niveau réglementaire, le terme stabilisation désigne l'ensemble des techniques et opérations permettant d'obtenir un déchet stabilisé.

Du point de vue technique la stabilisation consiste à améliorer la rétention chimique des polluants, afin de limiter leur solubilité et par conséquent leur rejet dans l'environnement (immobilisation chimique des polluants par formation de composés moins solubles).

Test paramétrique (ou essai de paramètres spécifiques) (Norme ENV XP 12 920)

Essai destiné à mesurer une propriété intrinsèque d'un déchet ou les effets de paramètres spécifiques sur le relargage à partir d'un déchet, dans le scénario envisagé.

NB : Les coefficients de diffusion, vitesse de dissolution initiale, la solubilité ou les propriétés physiques sont des exemples de propriétés intrinsèques des déchets.

NB : La température, le pH, le rapport liquide/solide, le potentiel redox ou le débit d'agent lixiviant sont des exemples de paramètres spécifiques qui influent sur le comportement à la lixiviation.

Test intégral (ou essai de simulation) (Norme XP ENV 12 920)

Test destiné à simuler l'effet combiné de différents paramètres sur le relargage, dans le scénario considéré.

NB : Un essai de simulation peut consister en un essai accéléré ; il faudrait toutefois être prudent dans l'utilisation des résultats de ces essais.

NB : Les essais lysimétriques et les essais sur colonne à grande échelle sont des exemples d'essais de simulation.

Vitesse initiale de dissolution (vitrifiat)

La vitesse initiale de dissolution correspond à la quantité de vitrifiat altéré sur un intervalle de temps donné, lorsqu'il est mis en contact avec un agent lixiviant, le temps de contact solide/liquide étant faible afin d'éviter la saturation de la solution en éléments dissous.

Pour un matériau donné, elle dépend de la composition de la solution et de la température et s'exprime en général en gramme de vitrifiat par mètre carré et par jour.

Vitrifiat

Un vitrifiat est un solide obtenu par refroidissement d'un liquide surfondu, et pouvant contenir une proportion plus ou moins importante de phases cristallisées. La proportion entre phases vitreuses et phases cristallisées dépend de la composition et du mode de refroidissement du liquide. De plus, on admettra que tout verre, quel que soit son procédé d'élaboration, est un vitrifiat.

NB : Nous nous limiterons à des matériaux à base d'oxydes. Comme pour les verres, on peut concevoir des vitrifiats organiques ou métalliques, mais ceux-ci ne seront pas considérés.

Vitrification

Son principe consiste en une rétention physico-chimique des polluants d'un déchet dans une matrice vitreuse, obtenue par un traitement à haute température ou non (procédés sol-gel), issue des composants propres du déchet ainsi que d'éventuels ajouts complémentaires (autres déchets ou matières nobles).