



MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT

**Direction de l'Eau et de la Prévention
des Pollutions et des Risques
Service de l'Eau**

document public

méthodes de dépollution des sols et des eaux pollués par les métaux

A. Lallemand-Barrès

**février 1993
R 36 682**

BRGM
Services sol et sous-sol
Direction Technique
de l'Ingénierie de l'Environnement
B.P. 6009 - 45060 ORLEANS CEDEX 2 - France
Tél. : (33) 38.64.34.34

RÉSUMÉ

Le présent rapport, édifié sur crédits du Ministère de l'Environnement, passe en revue les diverses méthodes et techniques de dépollution des sols et eaux pollués par les métaux.

La sélection d'une technique se fera en fonction de différents critères, notamment de l'importance de la pollution, de la concentration en éléments toxiques, de la spéciation des contaminants et des caractéristiques hydrogéologiques du milieu.

Pour les sites dont la réhabilitation n'est pas possible, on envisagera le confinement associé éventuellement à de la solidification.

Pour les sites à dépolluer, le lessivage avec extraction des métaux est actuellement la solution la plus recommandée, hors site, sur site ou in situ de préférence.

Pour le traitement des eaux polluées par des traces de métaux lourds, l'adsorption sur minéraux, ou l'adsorption sur micro-organismes, sont des techniques prometteuses.

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION.....	6
2. GÉNÉRALITÉS - RAPPELS	8
3. MÉTHODES D'ÉLIMINATION DE LA POLLUTION DU SOL.....	15
3.1. MÉTHODES APPLICABLES UNIQUEMENT AUX SOLS EXCAVÉS.....	15
3.1.1. Traitement thermique.....	15
3.2. MÉTHODES APPLICABLES IN SITU ET SUR SOLS EXCAVÉS	18
3.2.1. Lessivage - Extraction	18
3.3. MÉTHODES APPLICABLES IN SITU.....	25
3.3.1. Électro-cinétique ou électro-restauration	25
3.3.2. Procédés biologiques	30
4. MÉTHODES D'IMMOBILISATION DE LA POLLUTION DANS LE SOL.....	34
4.1. MÉTHODES APPLICABLES IN SITU OU SUR SOL EXCAVÉ	34
4.1.1. Solidification.....	34
4.2. MÉTHODES APPLICABLES IN SITU.....	39
4.2.1. Stabilisation par traitement chimique.....	39
4.2.2. Immobilisation par procédé physique	40
4.2.3. Consolidation par les végétaux	41
4.2.4. Vitrification	42
4.2.5. Confinement.....	43
5. MÉTHODES DE TRAITEMENT DES EAUX POLLUÉES PAR LES MÉTAUX.....	47
5.1. PROCÉDÉS PHYSIQUES	47
5.1.1. Sorption sur résines	47
5.1.2. Sorption sur minéraux	48
5.2. PROCÉDÉS BIOLOGIQUES.....	50
6. CONCLUSION	55
7. BIBLIOGRAPHIE.....	56

LISTE DES FIGURES

- Figure 1 - Four à cyclone Babcock & Wilcox
- Figure 2 - Schéma d'un système de lessivage
- Figure 3 - Coupes verticale et horizontale de la pollution du sol par du Cd
- Figure 4 - Coupe du système d'infiltration et de retrait
- Figure 5 - Schéma de l'usine de traitement de l'eau
- Figure 6 - Cd dans le percolat du compartiment III
- Figure 7 - pH et Cd cumulé dans le percolat du compartiment III
- Figure 8 - Mise en place des tubages - Méthode Holzmann
- Figure 9 - Injection - Pompage - Méthode Holzmann
- Figure 10 - Quelques résultats de traitement par extraction sur des sols pollués par métaux lourds
- Figure 11a - Mise en place d'une barrière électro-cinétique en sol peu perméable
- Figure 11b - Mise en place d'une barrière électro-cinétique en sol très perméable
- Figure 12 - Schéma d'une unité de traitement sur le terrain
- Figure 13 - Résultats d'essais sur le terrain
- Figure 14 - Dépollution du site de Loppersum
- Figure 15 - Schéma du procédé Seiko pour solidification in situ
- Figure 16 - Procédé Soliditech - Equipement pour traitement par solidification
- Figure 17 - Séquences de la vitrification in situ
- Figure 18 - Type de couverture utilisée à Bochum (Hoekstra et al.)
- Figure 19 - Prototype d'appareil Algasorb

LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 1 - Niveaux-guides d'appréciation de la pollution du sol aux Pays-Bas (d'après Moen et al., 1985)
- Tableau 2 - Projet de normes hollandaises 1990
- Tableau 3 - Valeurs indicatives pour les métaux dans les sols et relatives à l'utilisation et au niveau de protection recherchés en Allemagne (d'après Eikmann et Kloke, 1991)
- Tableau 4 - Critères pour les différents types d'utilisation du sol en Allemagne
- Tableau 5 - Valeurs standard pour la pollution du sol au Japon (d'après S. Kakizaki)
- Tableau 6 - Teneurs limites en métaux en vue de l'épandage agricole de boues de stations d'épuration urbaine
- Tableau 7 - Texture et caractéristiques de divers types de sols agricoles
- Tableau 8 - Concentration de métaux lourds dans les différents sols exprimée en kg de sol sec à l'air
- Tableau 9 - Valeurs limites des concentrations en métaux dans les eaux destinées à la consommation humaine (en France)
- Tableau 10 - Résultats obtenus lors du traitement par extraction en usine (Heimhard)
- Tableau 11 - Résistance aux métaux de différentes plantes en Europe, selon différentes expérimentations
- Tableau 12 - Décontamination de résidus stériles d'une fonderie zinc-cadmium (Ernst)
- Tableau 13 - Décontamination de champs agricoles anciennement approvisionnés par des boues d'épuration (Ernst)
- Tableau 14 - Concentrations en métaux dans les sols non traités de Douglassville
- Tableau 15 - Concentrations en métaux dans les lixiviats
- Tableau 16 - Choix des barrières imperméables pour le confinement
- Tableau 17 - Mesure des capacités du MRM pour quelques métaux
- Tableau 18 - Mécanismes de fixation des métaux par les bactéries
- Tableau 19 - Adsorption sélective des métaux lourds par les bactéries
- Tableau 20 - Adsorption sélective des métaux lourds par les levures
- Tableau 21 - Adsorption sélective des métaux lourds par les champignons
- Tableau 22 - Adsorption sélective des métaux par les Actinomycètes

1. INTRODUCTION

Les méthodes de traitement des sols pollués peuvent être divisées en deux catégories principales :

- ① Méthodes destinées à limiter ou à empêcher la propagation de la pollution à l'environnement immédiat.
- ② Méthodes destinées à éliminer la pollution.

Parmi les méthodes, on distingue trois grands types de techniques, le premier étant l'excavation du sol avec traitement "on site" (en surface) ou "off site" (dans une usine de traitement).

Du fait des coûts élevés de l'excavation, du stockage et du traitement du sol pollué, l'excavation ne doit être envisagée que pour de petites quantités ; pour des volumes plus importants, elle est à réserver aux sols à concentrations en toxiques très élevées.

Un deuxième type de techniques est formé par les techniques d'encapsulation du site pollué. Cette technique est moins chère que l'excavation suivie d'un traitement, mais elle reste coûteuse et surtout son effet est limité dans le temps.

Une troisième catégorie de techniques, qui est testée et déjà utilisée, est formée par les techniques de traitement in situ, qui connaissent un développement considérable, aussi bien pour les sols pollués par des polluants organiques que les sols pollués par des métaux lourds.

Parmi les techniques utilisées pour le traitement "on site" ou "off site", donc sur sol excavé, on trouve :

- le traitement thermique,
- l'extraction et la flottation,
- le stripping à l'air et à la vapeur,
- le traitement chimique,
- le landfarming,
- le traitement biologique.

Parmi les techniques de traitement in situ, on distingue :

- l'extraction par lessivage,
- l'électro-réhabilitation,
- le stripping à l'air et à la vapeur,
- le traitement biologique,

MATRICE Métaux/Concentration	TERRE (mg/kg substance sèche)			EAU SOUTERRAINE (µg/l)		
	A	B	C	A	B	C
Cr	100	250	800	20	50	200
Co	20	50	300	20	50	200
Ni	50	100	500	20	50	200
Cu	50	100	500	20	50	200
Zn	200	500	3000	50	200	800
As	20	30	50	10	30	100
Mo	10	40	200	5	20	100
Cd	1	5	20	1	2,5	10
Sn	20	50	300	10	30	150
Ba	200	400	2000	50	100	500
Hg	0,5	2	10	0,2	0,5	2
Pb	50	150	600	20	50	200

A : Valeur de référence - B : Valeur indicative pour laquelle une étude plus détaillée est nécessaire - C : Valeur indicative pour une dépollution

Tableau 1 - Niveaux-guides d'appréciation de la pollution du sol aux Pays-Bas (1983)
(d'après Moen et al., 1985)

MATRICE Métaux/Concentration	TERRE (mg/kg substance sèche)			EAU SOUTERRAINE (µg/l)		
	A	B	C	A	B	C
Cr	100	250	800	1	50	200
Co	20	50	300	20	50	200
Ni	35	100	500	15	50	200
Cu	36	100	500	15	50	200
Zn	140	500	3000	150	200	800
As	29	30	50	10	30	100
Mo	10	40	200	5	20	100
Cd	0,8	5	20	1,5	2,5	10
Sn	20	50	300	10	30	150
Ba	200	400	2000	50	100	500
Hg	0,3	2	10	0,05	0,5	2
Pb	85	150	600	20	50	200

A : Niveau de base - B : Nécessite une étude - C : Nécessite une action curative

Tableau 2 - Projet de normes hollandaises 1990 (valeurs indicatives en France)

auxquelles s'ajoutent les techniques de prévention de propagation de la pollution, telles que :

- la stabilisation/solidification,
- le confinement.

Toutes les techniques ne sont pas applicables à tous les polluants, c'est le cas du stripping par exemple, qui s'adresse aux produits volatils.

Dans le cadre de ce rapport, nous ne nous intéressons qu'aux techniques de traitement des sols et eaux pollués par des métaux. Les méthodes de dépollution applicables aux polluants organiques ont fait l'objet de précédents rapports (3, 24). Les techniques applicables aux métaux sont : l'extraction, la flottation, le traitement thermique, l'électro-restauration, la stabilisation, la consolidation et le confinement.

On développera davantage les méthodes in situ promises à un développement dans le futur proche.

En effet, les méthodes de traitement in situ présentent un certain nombre d'avantages mais dépendent, pour leur mise en oeuvre, des caractéristiques physiques du milieu :

- investissement et coût limités,
- peu d'appareillage nécessaire,
- élimination du polluant,
- moins d'influence sur l'utilisation du sol pour constructions, et sur les constructions existantes,
- bien adaptées pour les sites importants à faible pollution,
- moins dangereuses pour les résidents proches et les personnes qui dépolluent,
- succès rapide au début de l'opération.

A noter cependant que ces méthodes ne sont utilisables qu'en milieu perméable. Elles nécessitent un milieu gazeux ou liquide pouvant être introduit et retiré du sol. Elles présentent quelques inconvénients :

- durée longue des opérations,
- des effets secondaires peuvent apparaître et doivent être examinés,
- les additifs et les produits secondaires formés peuvent être nocifs et nécessitent un contrôle permanent.

Remarque : Les méthodes décrites sont celles qui sont utilisées en Europe et aux Etats-Unis. Les résultats présentés sont issus de pays étrangers ; en effet, les publications d'exemples de cas traités en France sont encore inexistantes.

2. GÉNÉRALITÉS - RAPPELS

La pollution du sol est la présence d'éléments dus à l'activité humaine, à des teneurs dépassant celles du bruit de fond, et présentant des risques pour les utilisateurs du sol ou des restrictions de son utilisation.

Le risque réside dans les effets sur la santé, si le polluant entre dans l'eau souterraine ou est adsorbé par les plantes. Ce risque existe également au niveau des bâtiments et des structures, lié notamment au problème de corrosion.

L'approche hollandaise est de considérer un sol "sain" lorsqu'il est utilisable pour tous usages et utilisateurs. Le tableau 1 indique les niveaux-guides hollandais établis en 1983 par l'Interim Soil Sanitation Act. Ces valeurs n'ont pas valeur de normes en France, mais sont souvent reprises en Europe et en Amérique du Nord. Elles sont à manier avec précaution, car en France, dans de nombreux endroits, la valeur naturelle en certains métaux dépasse les niveaux A et B de ce tableau.

Cette norme hollandaise a fait l'objet en 1990 d'un projet d'avenant portant sur des modifications des valeurs de base, destinées à mieux représenter les concentrations naturelles des fonds géochimiques (tableau 2).

Les Allemands ont, par ailleurs, rédigé des listes compte tenu de l'utilisation du sol (tableaux 3 et 4).

Dans le tableau 5, on donne des valeurs standard utilisées au Japon pour demander un traitement du sol.

Le tableau 6 donne les teneurs limites en métaux à ne pas dépasser, en vue de l'épandage agricole de boues de station d'épuration urbaine.

Enfin, dans les tableaux 7 et 8, on présente à titre de comparaison les teneurs naturelles dans différents sols agricoles.

Etant donné que la dépollution d'un site contaminé englobe le plus souvent à la fois le sol non saturé et la nappe sous-jacente, on rappelle dans le tableau 9 les normes dans les eaux souterraines.

N	ELEMENTS/TYPE D'UTILISATION	As	Be	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Tl	Zn
0	Possibilité d'utilisation multifonctionnelle I	20	1	1	50	50	0,5	40	100	1	0,5	150
1	Terrains de jeux d'enfants	II	1	2	50	50	0,5	40	200	5	0,5	300
		III	5	10	250	250	10	200	1000	20	10	2000
2	Jardins	II	2	2	100	50	2	80	300	5	2	300
		III	5	5	350	200	20	200	1000	10	20	600
3	Terrains de sport et stades	II	1	2	150	100	0,5	100	200	5	2	300
		III	2,5	5	350	300	10	250	1000	20	20	2000
4	Parcs et espaces verts, surfaces pauvres en végétation et non aménagées	II	5	4	150	200	5	100	500	10	5	1000
		III	15	15	600	600	15	250	2000	50	30	3000
5	Terrains industriels, zones d'activités et zones de stockage non aménagées	II	5	10	200	300	10	200	1000	15	10	1000
		III	20	20	800	1000	20	500	2000	70	30	3000
6	Terrains industriels, zones d'activités et zones de stockage aménagées ou couvertes de végétation	II	10	10	200	500	10	200	1000	15	10	1000
		III	20	20	800	2000	50	500	2000	70	30	3000
7	Surface agricoles, cultures de fruits et de légumes	II	10	2	200	50	10	100	500	5	2	300
		III	20	5	500	200	50	200	1000	10	20	600
8	Eco systèmes non agricoles	II	10	5	200	50	10	100	1000	5	2	300
		III	20	10	500	200	50	200	2000	10	20	600

Tableau 3 - Valeurs indicatives pour les métaux (en mg/kg de terre sèche) dans les sols et relatives à l'utilisation et au niveau de protection recherchés en Allemagne (établi en mai 1991)
(d'après Eikmann et Klocke, 1991)

N°	CRITERES/ TYPE D'UTILISATION	GROUPE D'UTILISATION	CONDITIONS D'ABSORPTION	NATURE DU SOL	EPAISSEUR DU SOL
1	Terrain de jeux d'enfants	Petits enfants et accompagnateurs	Orale	Bac à sable et alentours sans végétation	35 cm
2	Jardins	Enfants et adultes	Orale Par inhalation	Plate-bandes, zones pauvres en végétation	35 cm
3	Terrains de sport et stades	Adolescents et sportifs	Par inhalation	Aire sans végétation	10 cm
4	Parcs et espaces verts, surfaces pauvres en végétations et non aménagées	Adultes et enfants	Par inhalation Orale	Zones pauvres en végétation non aménagées	10 cm
5	Terrains industriels, zones d'activités et de stockage non aménagées	Adultes dans leur vie professionnelle	Par inhalation Eau	Zones sans végétation non aménagées	10 cm
6	Terrains industriels, zones d'activités et de stockage aménagées ou couvertes de végétation	Adultes dans leur vie professionnelle Eau souterraine*	(Par inhalation) Eau	Zone avec végétation et aménagées	Jusqu'à 35 cm selon l'emplacement
7	Surfaces agricole, cultures de fruits et de légumes	Plantes, chaines alimentaires humaines et animales	Orale Plantes	Zone agricole Zone maraîchère Verger	Humus jusqu'à 35 cm
				Prairie	10 cm
8	Ecosystèmes non agricoles	Eau souterraine* Plantes sauvages et forestières	Orale Eau Plantes	Forêts, bois, friches agricoles, zone naturelles	Couche superficielle jusqu'à 50 cm selon la constitution du terrain

* S'il y a suspicion que la pollution du sol dépasse l'épaisseur indiquée ci-dessus, il convient d'analyser la totalité de la zone drainable

Tableau 4 - Critères pour les différents types d'utilisation du sol en Allemagne

MÉTAUX	Niveau de concentration demandant un traitement
Cr VI	> 1 mg/kg
Hg	> 2 mg/kg
Ni	> 2 mg/l (soluté)
Cu	> 2 mg/l (soluté)
Pb	> 300 mg/kg (0,3 mg/l soluté)
As	> 50 mg/kg (0,15 mg/l soluté)
Cd	> 5 mg/kg (0,03 mg/l soluté)
Zn	> 700 mg/kg (> 5 mg/l soluté)
Cn	> 5 mg/kg (> 0,1 mg/l soluté)

Tableau 5 - Valeurs standard pour la pollution du sol au Japon (d'après S. Kakizaki)

MÉTAUX	Teneurs limites (mg/kg de sol sec)	
	Réglementation française (Norme NF U 44-041)	Directive CEE*
Cadmium	2	3
Chrome	150	200
Cuivre	100	140
Mercure	1	1,5
Nickel	50	75
Plomb	100	300
Sélénium	10	**
Zinc	300	300

* Terme supérieur d'une fourchette

** Le sélénium n'a pas été pris en compte au niveau européen

Tableau 6 - Teneurs limites en métaux en vue de l'épandage agricole de boues de stations d'épuration urbaine

(Source : ANRED - La valorisation agricole des boues de station d'épuration urbaine, Cahier Technique, n° 23, 1978)

CARACTÉRISTIQUE	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
TEXTURE	Sable	Sable	Limon sablonneux	Limon	Argile	Argile lourde
p.c. sable	93,6	91,2	28,4	18,7	31,4	12,6
p.c. limon	4,5	6,7	60,1	67,3	47,9	41,8
p.c. argile	1,9	2,1	11,5	14,0	20,7	45,6
pH-H ₂ O	5,50	6,25	6,25	5,66	7,94	7,75
CEC (meq/100 g)	4,9	7,2	10,0	9,9	12,6	24,2
p.c. C	1,7	2,1	1,5	1,2	1,1	2,0
p.c. Fe ₂ O ₃	0,09	0,17	0,52	0,51	0,53	0,20
p.c. Al ₂ O ₃	0,30	0,30	0,12	0,13	0,09	0,14

Tableau 7 - Texture et caractéristiques de divers types de sols (1) à (6) agricoles

ÉLÉMENT		(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Fe	g	1,7	3,7	12,6	14,2	18,8	27,2
Mn	mg	64	88	350	420	340	485
Zn	mg	18	31	51	45	48	90
Cu	mg	8,2	6,7	11,8	11,1	11,8	25,4
Cd	mg	0,28	0,43	0,33	0,40	0,12	0,20
Ni	mg	2,5	1,0	9,8	14,6	20,0	24,6
Pb	mg	20	14	21	19	20	28
Hg	mg	1,33	3,96	0,61	1,04	0,06	0,04
Co	mg	1,1	1,7	7,9	9,9	10,6	13,1
Cr	mg	7,8	8,1	24,4	24,1	39,6	46,6
As	mg	4,7	5,1	5,3	5,6	12,9	6,8
Mo	mg	0,82	1,38	4,35	5,20	1,42	3,14
V	mg	12	20	51	42	56	66

Tableau 8 - Concentration de métaux lourds dans les différents sols (1) à (6) exprimée en kg de sol sec à l'air

(Source : Willaert et Verloo, 1988 - L'accumulation des métaux lourds dans les légumes. Agricontract, n° 197)

MÉTAUX	TENEUR MAXIMALE
Fe	200 µg/l
Mn	50 µg/l
Cu	1 mg/l
Zn	5 mg/l
Ag	10 µg/l
As	50 µg/l
Cd	5 µg/l
Cr total	50 µg/l
Hg	1 µg/l
Ni	50 µg/l
Pb	50 µg/l
Sb	10 µg/l
Se	10 µg/l

Tableau 9 - Valeurs limites des concentrations en métaux dans les eaux destinées à la consommation humaine (en France)

(Source : Décret n° 89-3 du 3 janvier 1989)

3. MÉTHODES D'ÉLIMINATION DE LA POLLUTION DU SOL

3.1. MÉTHODES APPLICABLES UNIQUEMENT AUX SOLS EXCAVÉS

3.1.1. Traitement thermique

Le traitement thermique est utilisé depuis de nombreuses années pour dépolluer des sols contaminés par des polluants organiques. Des usines pilotes sont opérationnelles aux Pays-Bas, en Allemagne, Suisse et aux Etats-Unis. Cette technique a été longtemps considérée comme inapplicable aux sols pollués par les métaux lourds, notamment par les Hollandais.

On note cependant un essai réalisé par les entreprises Deutag (Allemagne) et Von Roll (Suisse) sur sols pollués à la fois par polluants organiques et métaux (36).

Des compagnies américaines ont récemment effectué des tests d'application de cette technique pour les métaux, en usine pilote.

Bien que cette technique nous paraisse très lourde si l'on est en présence de métaux seulement (excavation, nécessité d'une usine, puis stockage des résidus de traitement, donc coût élevé), elle peut être éventuellement considérée pour des sols très contaminés à la fois par des polluants organiques et par des métaux.

Nous présentons deux technologies récemment mises au point dans le cadre de l'évaluation des sites (Superfund) avec l'EPA (Agence de Protection de l'Environnement) aux Etats-Unis.

3.1.1.1. Réacteur de flamme (10)

① Principe

Le réacteur traite les sols par un gaz réducteur à une température supérieure à 2000°C. Ce gaz est produit par la combustion de fuels d'hydrocarbures, solides ou gazeux, dans un air enrichi en oxygène. Dans un réacteur compact, les matériaux réagissent rapidement. Les produits finaux sont une scorie non lixiviable (semblable à un verre), un oxyde recyclable, enrichi en métaux lourds, et un alliage de métaux. La réduction de volume pour passer du sol initial aux produits finaux dépend des propriétés physiques et chimiques. Les métaux volatils sont capturés dans un collecteur de poussière ; les métaux non volatils se condensent sous forme d'alliage fondu.

Les traces restantes de métaux sont incluses dans la scorie. Les polluants organiques sont détruits à cette température élevée.

Le procédé implique que les déchets soient suffisamment secs (5 % d'humidité totale) et suffisamment fins (< 200 mesh) pour réagir rapidement.

② Applicabilité

La technique s'applique aux sols, boues, scories, contenant des métaux lourds.

Le procédé a été testé sur des déchets contenant des métaux mais, en 1991, il n'avait pas encore été testé sur les sols du Superfund.

③ Etat de la technique

Le prototype fonctionne couramment dans une usine de Pennsylvanie avec une capacité de 1,5 à 3 tonnes/heure. Il est envisagé de fabriquer une usine mobile.

④ Résultats

Pour le test, 72 tonnes de matériaux ont été traitées. On donne ci-dessous des résultats partiels obtenus.

Métaux	Déchet entrant (mg/kg)	Scorie (mg/kg)	Oxyde produit (mg/kg)
As	428-582	92,1-675	1010-1130
Cd	380-512	2,3-13,5	1080-1370
Cu	1460-2590	2730-3890	1380-1670
Fe	95600-111000	167000-228000	29100-31800
Pb	48200-61700	1560-1140	159000-180000
Zn	3210-4660	709-1680	1000-16200

Concentrations en métaux dans les déchets entrant et sortant

Cette technique est développée aux Etats-Unis par Horsehead Resource Development Co. Inc. et n'en est qu'au début de son développement.

3.1.1.2. "Four à cyclone" (10)

① Principe

Cette technique s'applique aux déchets contenant à la fois des polluants organiques et des métaux. Les métaux lourds sont retenus dans une scorie non lixiviable, et les composés organiques sont vaporisés et incinérés.

Les sols traités ressemblent à des obsidiennes, comme les produits finaux de la vitrification.

Le four horizontal est conçu pour des températures de gaz supérieures à 1665°C. Le gaz naturel et l'air de combustion primaire, préchauffé (430°C), entrent tangentielle-ment au four. L'air secondaire (430°C), le gaz naturel et le sol sont introduits également tangentielle-ment au cylindre (Fig. 1).

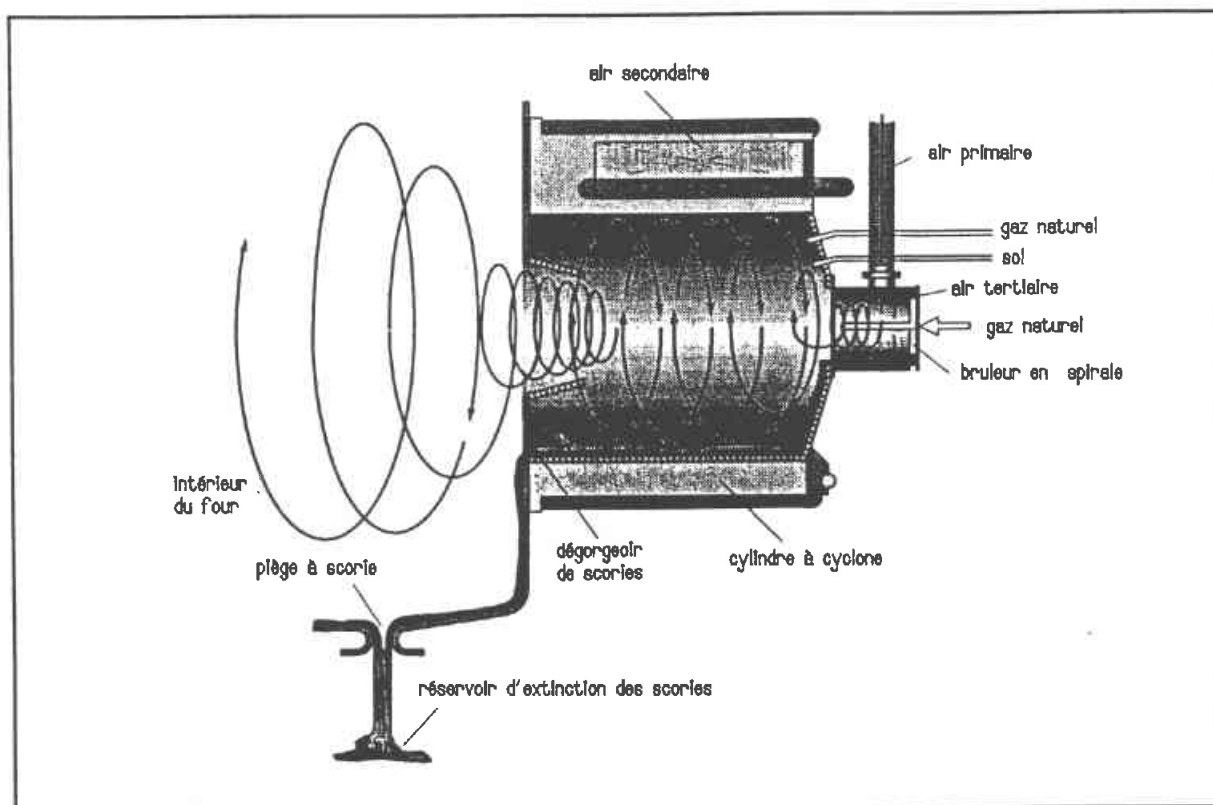


Figure 1 - Four à cyclone Babcock & Wilcox

Les tourbillons mélangent l'air et le fuel. Le sol sec est retenu sur les parois par la force centrifuge ; il fond et retient une partie des métaux lourds. Les organiques sont détruits dans la couche de scorie fondue. La scorie est expulsée du four et est plongée dans un réservoir rempli d'eau, où elle se solidifie en matériau vitrifié non lixiviable. Une petite quantité de sol sort sous forme de cendre et est recueillie dans un collecteur.

② Applicabilité

Cette technique peut être appliquée aux boues, sédiments et sols contenant des organiques volatils et non volatils et des métaux lourds. Comme la vitrification est considérée comme la meilleure technique pour les déchets contenant As et Se, cette technique peut être applicable.

③ Etat de la technique

Le four a été testé au centre de recherches de la compagnie Babcock et Wilcox (Ohio).

④ Résultats

Un sol contenant 7000 ppm Pb, 1000 ppm Cd, 1500 ppm Cr a été traité. Les concentrations de ces polluants dans le sol vitrifié étaient de 0,19, 0,12 et 0,08 mg/l respectivement. La capture des métaux lourds dans la scorie était estimée à 8-17 % pour Cd, 24-35 % pour Pb, et 80-95 % pour Cr.

3.2. MÉTHODES APPLICABLES IN SITU ET SUR SOLS EXCAVÉS

3.2.1. Lessivage - Extraction

3.2.1.1. Inondation du sol (10)

① Principe

Le principe de la méthode est l'extraction des polluants par lessivage du sol pollué avec de l'eau contenant ou non des additifs, tels que alcalins ou acides. L'eau polluée doit ensuite être traitée. La méthode est décrite ici dans son application in situ.

Les polluants sont soit dissous dans l'agent utilisé pour l'extraction, soit dispersés sous forme de particules. L'éluat est collecté dans une série de pointes filtrantes peu profondes ou de drains enterrés.

La figure 2 présente un schéma de système de lessivage. Les solutions acides sont utilisées pour récupérer les métaux, de même que les bases.

L'addition de la solution doit se faire avec soin et requiert une bonne connaissance des réactions qui peuvent avoir un impact négatif.

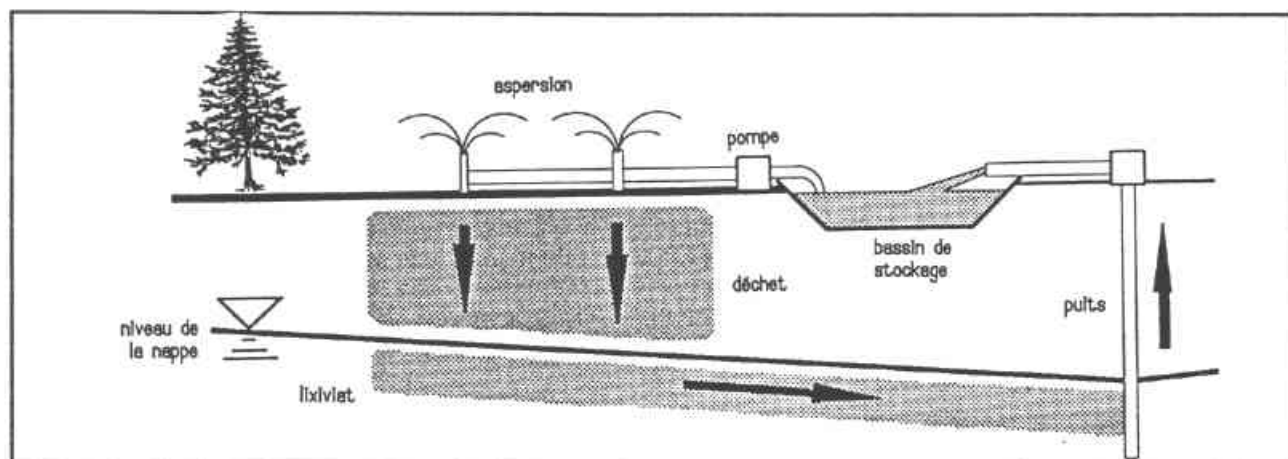


Figure 2 - Schéma d'un système de lessivage

② Possibilités d'application

Ce type de traitement convient mieux pour les sols très perméables à faible teneur en organiques. Le niveau du traitement obtenu dépend du temps de contact de la solution de lessivage avec les éléments polluants ; mais une fois les éléments toxiques éliminés du sol, aucun retraitement n'est nécessaire.

Les sols limoneux, argileux ou tourbeux sont plus difficiles à nettoyer, parce que les particules de sol forment une suspension avec le liquide d'extraction et qu'il est plus difficile de séparer particules polluées et particules propres.

③ Inconvénients

Les solutions utilisées peuvent être des polluants potentiels. Le sol après traitement peut être altéré par rapport à son état initial, par exemple le pH peut être abaissé si on utilise un acide, ou le sol peut être compacté suite à la submersion.

Il existe par ailleurs une possibilité d'entraînement de polluant dans la nappe. Il faut donc des puits de capacité suffisante pour récupérer toutes les solutions polluées et les ramener en surface.

④ Equipement et informations nécessaires

La méthode nécessite des drains et un système de distribution et de collecte, un réservoir pour recueillir l'éluat et des solvants. Les informations suivantes sont nécessaires :

- caractérisation et concentration des produits toxiques,
- profondeur et distribution du polluant sur un profil,
- effets du solvant sur les propriétés du sol,
- aptitude du sol à l'installation de puits et drains enterrés.

⑤ Références

Un exemple d'application de cette méthode est décrit par Urlings (32). Il s'agissait de traiter 6 000 m² de sol, soit 30 000 m³. Le sol était pollué par du Cd dû au déversement d'eau usée d'une usine de papier photographique. Cette eau polluée était déversée dans des bassins d'infiltration. La figure 3 présente une coupe verticale et horizontale de l'étendue de la pollution.

La quantité totale de Cd dans le sol était estimée à 725 kg. Le sol est formé d'un sable moyen à grossier, à capacité d'adsorption très faible.

La nappe sous-jacente est utilisée pour l'alimentation en eau.

Des études préliminaires en laboratoire étaient conduites pour déterminer les conditions de désorption du Cd, le système d'infiltration et de récupération de l'eau, et le traitement de l'eau chargée en Cd.

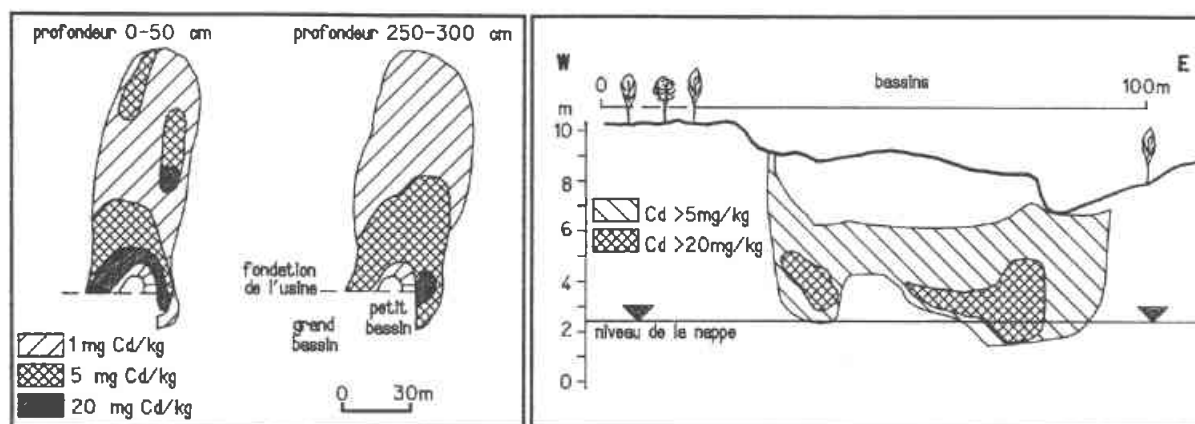


Figure 3 - Coupes verticale et horizontale de la pollution du sol par du Cd

Suite aux essais réalisés, il a été décidé d'éluier le Cd par une solution 10^{-3} mol de HCl (pH = 3,5).

Quant au système hydraulique, on a convenu que des drains horizontaux étaient préférables à des puits verticaux pour avoir des lignes d'écoulement droites. Une section du système est donnée en figure 4.

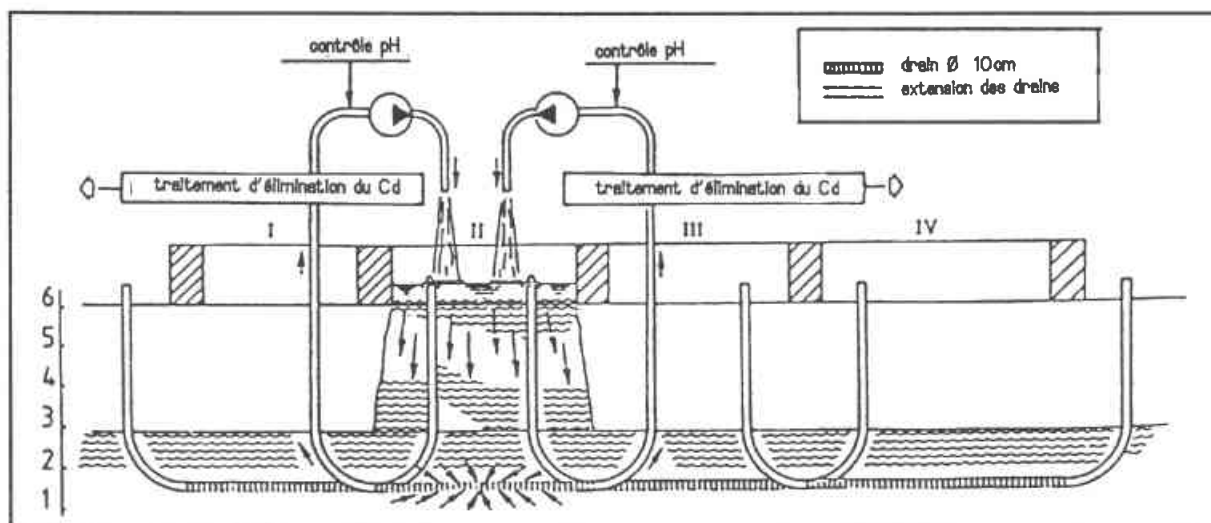


Figure 4 - Coupe du système d'infiltration et de retrait

La conception et le dimensionnement du système ont été réalisés par modélisation.

La fin de l'extraction est déterminée par la concentration en Cd dans l'eau pompée pour chaque compartiment, c'est-à-dire que l'infiltration d'eau acidifiée est poursuivie jusqu'à ce que la concentration en Cd atteigne une valeur faible, constante, de l'ordre de $20 \mu\text{g/l}$.

En ce qui concerne le traitement de l'eau chargée en Cd, trois techniques ont été envisagées : précipitation, biosorption, échange d'ions. C'est la sorption sur résines qui a été retenue. La résine IMAC 6T-73 s'est révélée la plus sélective pour le Cd. La conception du dispositif de traitement de l'eau s'est faite à partir des études en laboratoire et il est représenté en figure 5.

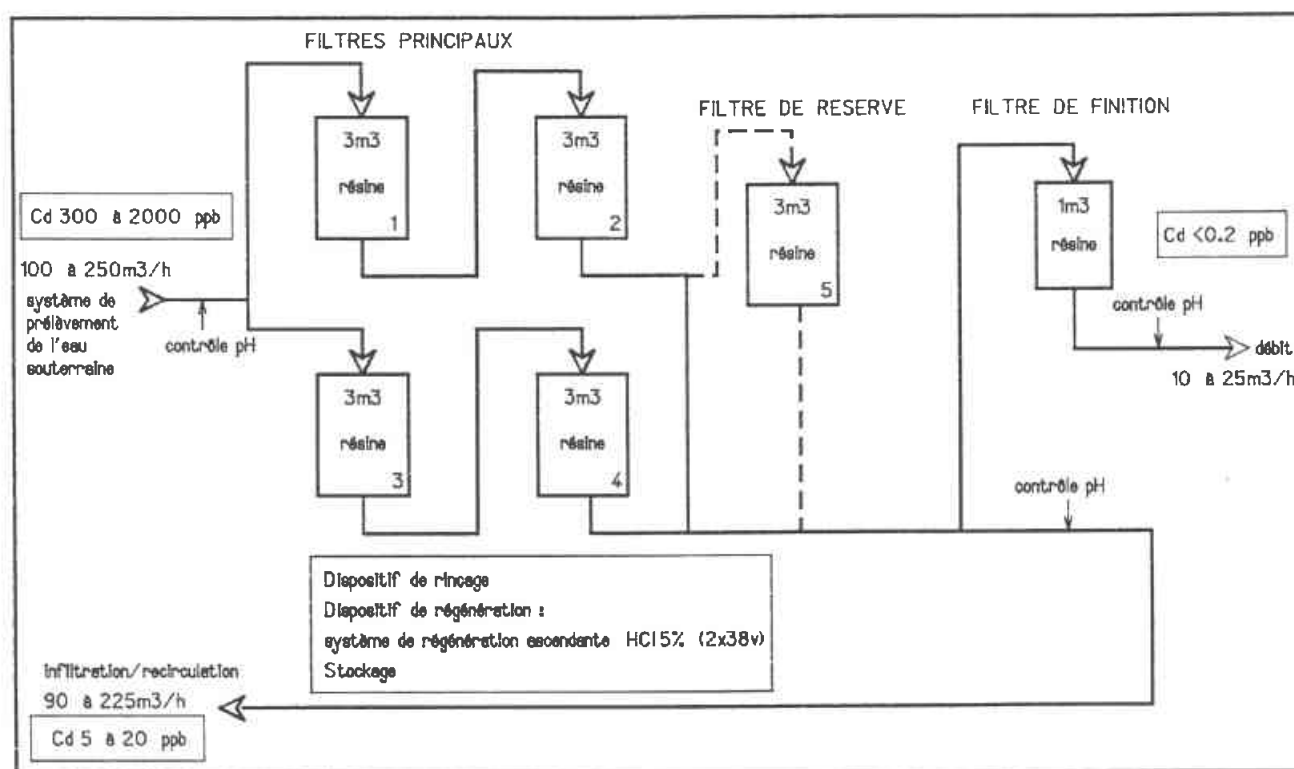


Figure 5 - Schéma de l'usine de traitement de l'eau

© Résultats obtenus

Le traitement in situ a débuté en 1987 sur le compartiment I, qui était le moins pollué. La première infiltration était effectuée avec de l'eau neutre pour tester la perméabilité du sol.

Le débit du système de drainage était de 50 à 55 m³/h. La direction d'écoulement de la nappe était observée par 6 piézomètres peu profonds autour de la zone traitée et 7 piézomètres profonds dans la zone traitée. On a observé très peu de variations dans la direction d'écoulement.

L'efficacité du traitement est contrôlée par des analyses de sol. L'opération est stoppée quand la concentration en Cd dans le percolat est $< 10 \mu\text{g/l}$. On neutralise ensuite le sol avec NaOH.

La performance de deux filtres de résine, en série, est excellente. La régénération de la résine donne 98 % du Cd adsorbé. Les figures 6 et 7 donnent un exemple des concentrations en Cd dans le percolat du compartiment III.

En conclusion, l'opération est un succès : 425 kg.

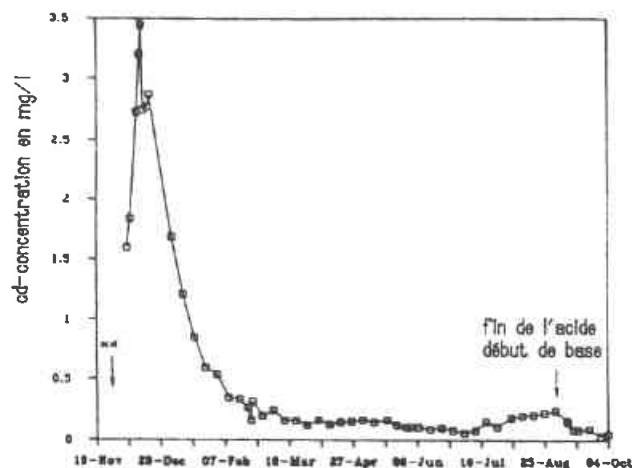


Figure 6 - Cd dans le percolat du compartiment III

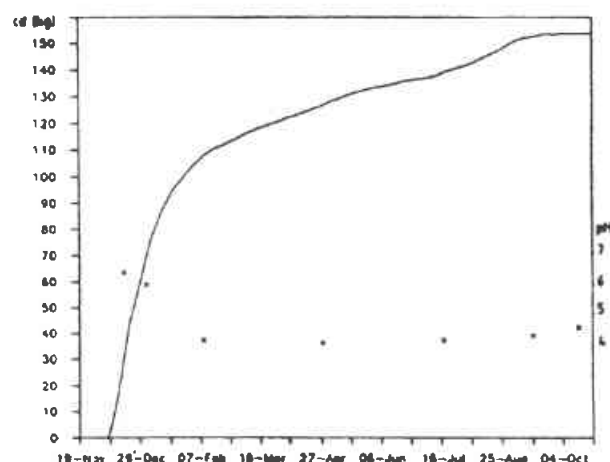


Figure 7 - pH et Cd cumulé dans le percolat du compartiment III

⑦ Coûts

Les coûts totaux de l'opération in situ sont comparables à ceux qui avaient été estimés, soit environ 2 millions de dollars (environ 10 MF).

La société pratiquant cette technique est : L.G.C.M. Urlings
Tauf Infraconsult B.V.
P.O. Box 479
7400 Al Deventer (N.L.)

3.2.1.2. Injection sous pression

Il s'agit d'une technique utilisée par Ph. Holzmann en Allemagne (35, 2). Cette technique tient à la fois du traitement in situ et du traitement du sol excavé car, contrairement à la méthode par inondation, le sol est traité en surface.

La technique consiste à injecter de l'eau sous haute pression par une lance rotative, à 500 bars et 300 l/mn, dans des gros tubages en acier enfoncés verticalement à 0,5 m sous la profondeur à nettoyer. Ces tubages sont enfoncés successivement, les uns à côté des autres, en se chevauchant de façon à recouvrir toute la surface du site pollué (Fig. 8).

La suspension formée par l'eau de lessivage et les particules de sol polluées est pompée et la fraction solide est séparée de la fraction liquide en surface (Fig. 9).

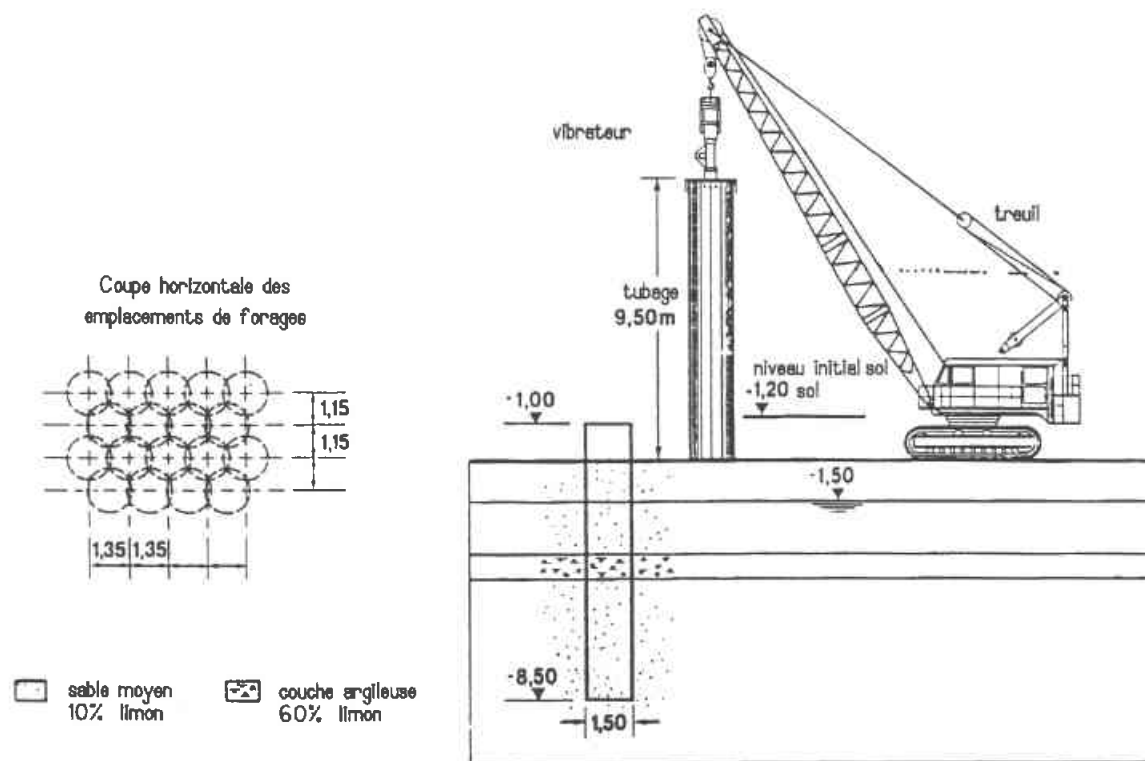


Figure 8 - Mise en place des tubages - Méthode Holzmann

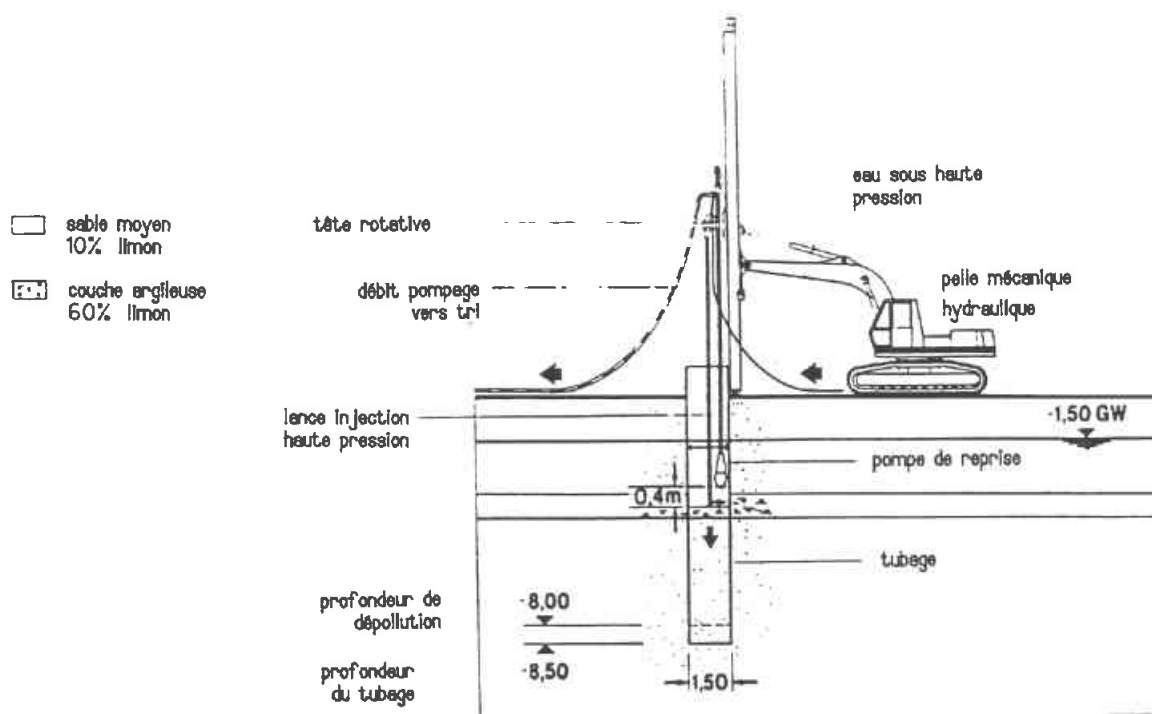


Figure 9 - Injection - Pompage - Méthode Holzmann

L'eau contaminée est traitée et le sol et l'eau propres sont réintroduits dans le tubage dans lequel il ont été prélevés.

3.2.1.3. Lessivage de sols excavés

Aux Pays-Bas, il existe des usines de traitement par extraction des polluants sur sols excavés : la compagnie Heijmans à Rosmalen peut traiter 14 000 t/an et HWZ à Amsterdam a une capacité de traitement de 27 000 t/an.

La figure 10 donne des résultats obtenus sur des sols pollués par des métaux lourds (34).

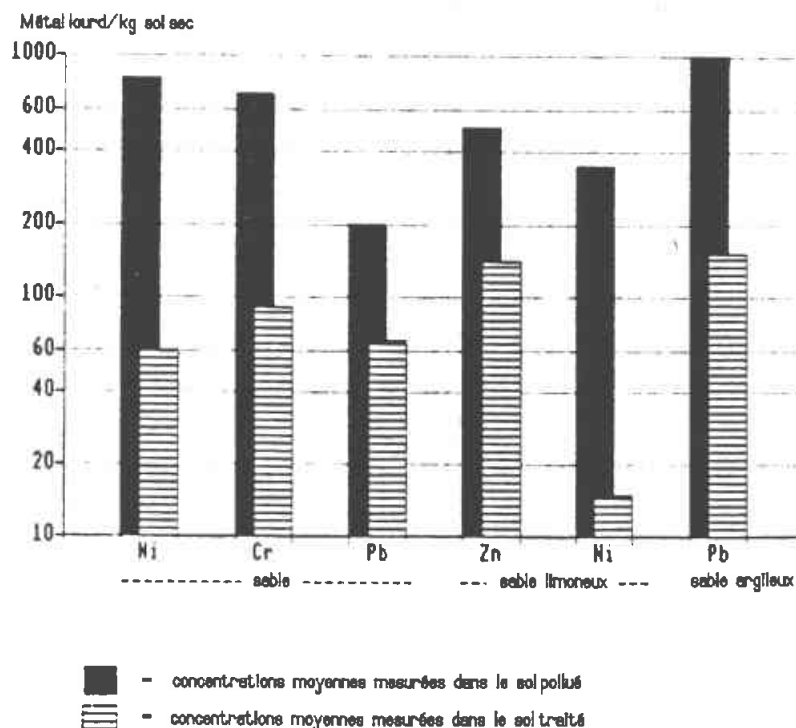


Figure 10 - Quelques résultats de traitement par extraction sur des sols pollués par métaux lourds

Le coût du traitement varie entre 240 et 600 F/t.

La technique mise au point aux Pays-Bas est utilisée en Allemagne par Klöckner Öcotec (20), qui pratique le lavage par injection sous pression dans des usines sur site.

Le tableau 10 présente quelques résultats obtenus pour des sols pollués par des métaux lourds.

Métaux lourds	Teneur du sol pollué (mg/kg)	Teneur du sol dépollué (mg/kg)	%
Hg	160	6,9	96
As	150	30	80
Cr total	16 452	157	99
Cu	672	100	85
Ni	271	35	87
Pb	110	15	86
Zn	191	46	76
Cd	13	0,9	93

Tableau 10 - Résultats obtenus lors du traitement par extraction en usine (Heimhard - 20)

A signaler aussi une variante du procédé d'extraction pratiquée sur sols excavés : c'est la technique dite de **flottation**. Les polluants sont récupérés dans une mousse. La couche de mousse est formée par aération de l'eau additionnée des agents chimiques adéquats. Les particules hydrophobes portant les polluants s'agglutinent aux bulles d'air et ceci aboutit à la séparation du sol propre et d'une couche de mousse contenant les polluants.

Le procédé s'applique pour des particules $< 500 \mu$, c'est-à-dire les sables.

Les références à ce procédé sont peu nombreuses, bien que la technique soit pratiquée depuis 1983 aux Pays-Bas par Mosmans Mineraltekniek, qui a nettoyé de cette façon un site Sandoz pollué par Hg à Bâle (1).

3.3. MÉTHODES APPLICABLES IN SITU

3.3.1. Électro-cinétique ou électro-restauration

① Principe

Le phénomène électro-cinétique se produit lorsque le sol est équipé par des rangées d'électrodes. Il est dû :

- à l'électro-osmose, qui est le mouvement des ions et particules, dans l'eau du sol, de l'anode vers la cathode,

- à l'électro-phorèse, qui est le mouvement des particules chargées, sous l'influence d'un champ électrique,
- à l'électrolyse, qui prend en considération le mouvement des ions et des ions complexés.

Si l'on applique un champ électrique, les cations vont migrer vers la cathode chargée négativement.

② Applicabilité

Les ions métaux sont des polluants qui peuvent être éliminés du sol par cette technique.

Les niveaux de traitement potentiels vont de faible à moyen selon le sol et les caractéristiques du site et le type de polluant présent. L'efficacité de la technique est moindre pour les sols à grande capacité d'échange cation. Elle peut être accrue en irrigant le sol avec une eau légèrement acide (pH 3-4). Par ailleurs, la teneur en eau du sol ne doit pas être inférieure à 10 %.

③ Mise en oeuvre

La mise en oeuvre de cette technique requiert l'installation de séries d'électrodes et de leurs réceptables, verticalement et horizontalement (Fig. 11, 12) (23).

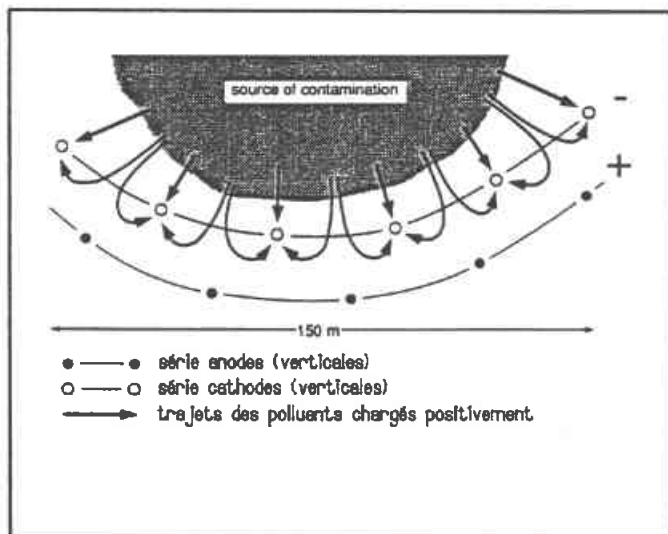


Figure 11a - Mise en place d'une barrière électro-cinétique en sol peu perméable

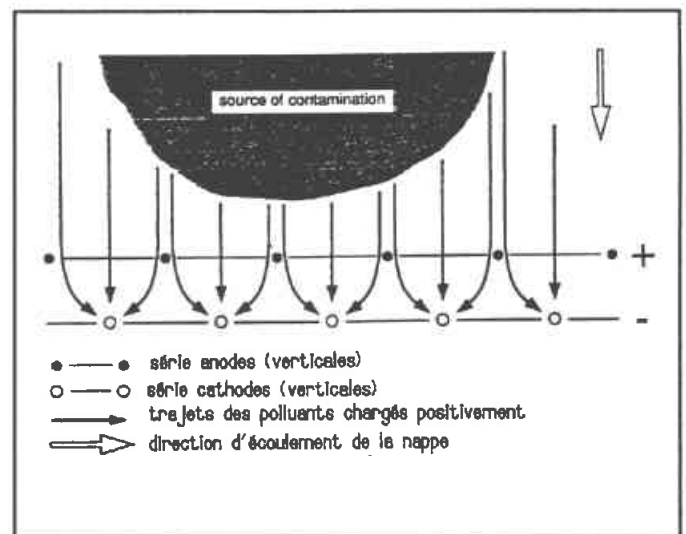


Figure 11b - Mise en place d'une barrière électro-cinétique en sol très perméable

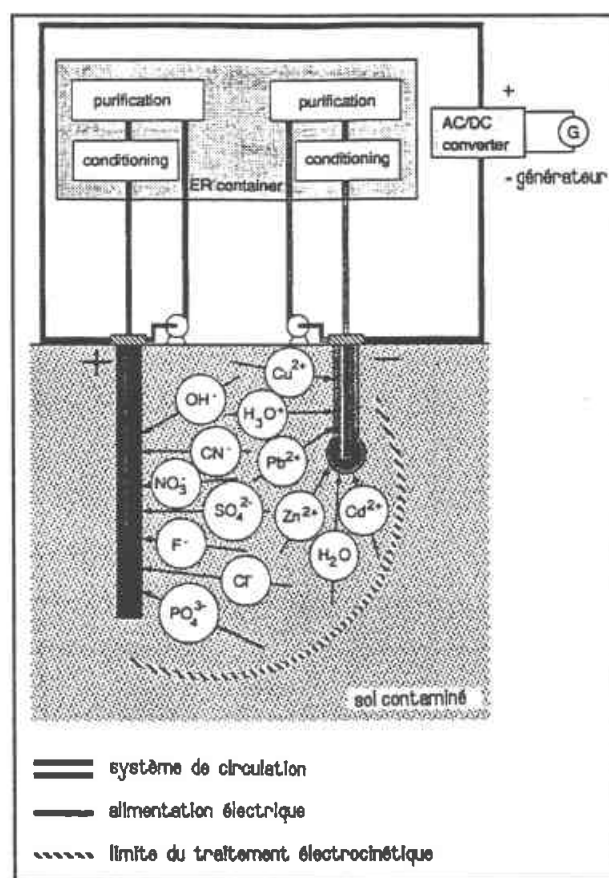


Figure 12 - Schéma d'une unité de traitement sur le terrain

Les réceptacles de la cathode et de l'anode peuvent être interconnectés, mais forment deux systèmes de circulation différents, remplis de solutions chimiques différentes. Dans ces solutions, les polluants sont capturés et transportés vers un système de traitement connecté, installé dans un conteneur avec les réservoirs de solution et les appareils de mesure. Le résidu consiste en un filtrat d'hydroxydes de métaux ou une solution très concentrée en métaux.

Les informations suivantes sont nécessaires :

- perméabilité du sol pollué,
- extension de la pollution,
- caractéristiques de la nappe, profondeur, variations saisonnières,
- perméabilité des sols.

④ Avantages - Inconvénients

La restauration du site est permanente. La solution polluée est facilement extraite du sol. Par contre, l'énergie électrique requise peut être importante, d'où un coût qui peut être élevé.

Cette méthode ne s'applique que pour les métaux, donc si la pollution comprend des métaux et des organiques, il faudra appliquer une autre technique pour éliminer les polluants organiques.

⑤ Références

Après de nombreux tests et mises au point en laboratoire, la méthode a été testée sur deux sites aux Pays-Bas (23). Le premier site était pollué par les déchets d'une fabrique de peinture. Le sol était fortement contaminé par du Pb avec des teneurs comprises entre 300 et 500 ppm et du Cu avec des concentrations de l'ordre de 500 à 1 000 ppm. Les variations de concentration étaient mesurées en 26 points, par des échantillonnages à intervalles réguliers à différentes profondeurs. La distribution spatiale des polluants de 30 à 40 cm sous la surface du sol est représentée en figure 13.

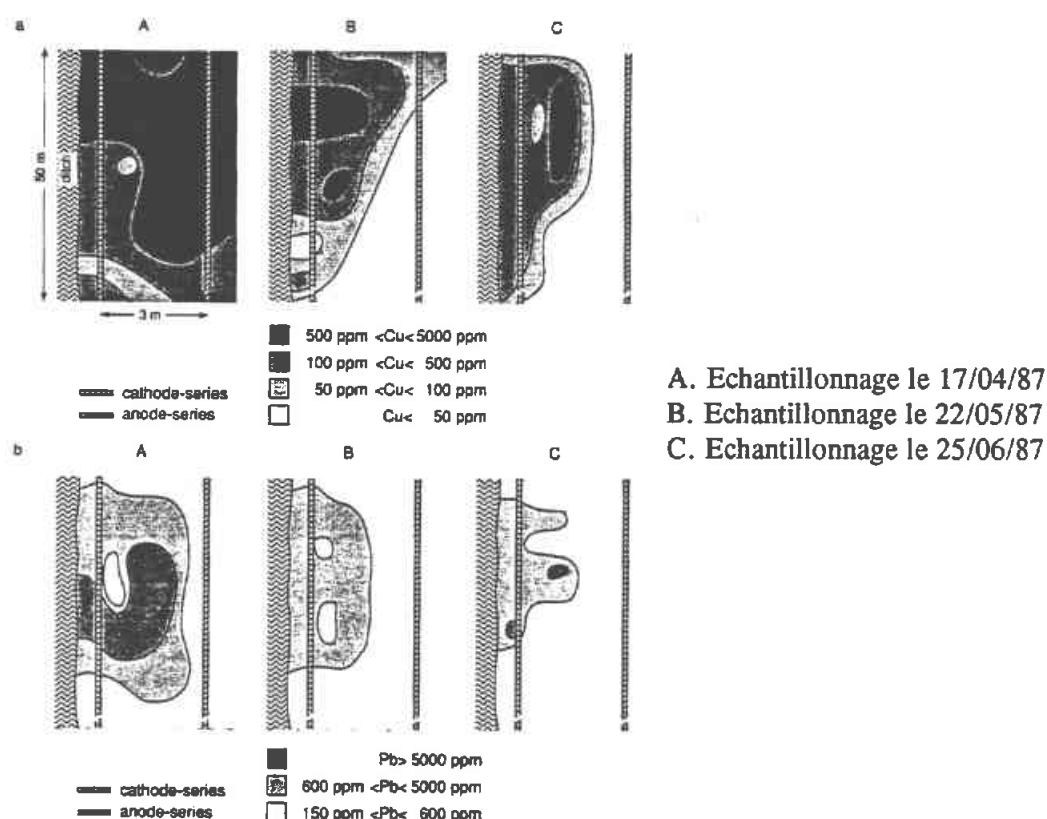


Figure 13 - Résultats d'essais sur le terrain

a) Décroissance du Cu

b) Décroissance du Pb

Le second site traité était une usine de galvanisation. Le polluant était du Zn.

Le premier projet officiel de dépollution par électro-cinétique a été réalisé en 1989 à Loppersum aux Pays-Bas. Le sol argileux sur le site d'une ancienne usine de traitement du bois contenait des teneurs de 400 à 500 ppm d'As, sur une profondeur de 2 m. L'opération était réalisée par Geokinetics à Delft.

La résistivité initiale de l'argile était de 10 Ohmm et la température du sol de 7°C. Au bout de 3 à 4 semaines, la température était de 50°C et la résistivité de 5 Ohmm. Les variations de concentrations en As étaient mesurées en 10 points fixes et en de nombreux points pris au hasard.

Au bout de 3 mois, le but à atteindre, soit une concentration ≤ 30 ppm, était atteint sur 75 % du site (Fig. 14).

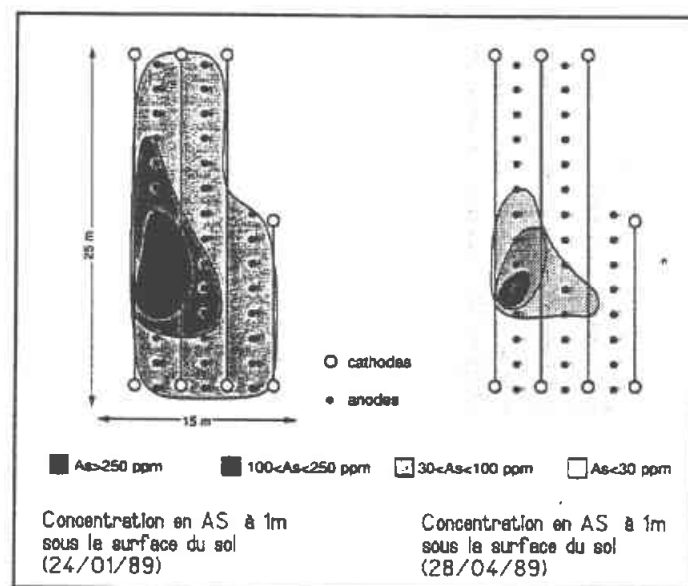


Figure 14 - Dépollution du site de Loppersum

Une concentration importante restant à certaines localisations, le sol a été excavé et l'on a trouvé des fûts et autres objets métalliques fonctionnant comme des chemins préférentiels pour le courant.

⑥ Coût

Le coût d'une opération dépend du degré de contamination et de la capacité d'échange du sol. Les sols très fortement pollués nécessitent une grande quantité d'énergie, d'où un prix élevé. Pour chaque cas spécifique, il faut calculer un optimum pour la fourniture d'énergie et la durée de l'opération. En 1990, le coût de la réhabilitation par tonne de sol variait entre 350 et 1 180 Francs, avec une moyenne de 440-680 Francs.

3.3.2. Procédés biologiques

3.3.2.1. Dépollution par végétaux

① Principe

Les possibilités de décontamination des sols pollués par des moyens biologiques ont été examinées, en particulier en Europe, notamment par Ernst (14).

L'exposition des plantes à un excédent de métaux lourds dans les sols a abouti à l'évolution de végétaux résistants aux métaux. La résistance à de très fortes concentrations en métaux est réservée à quelques espèces allant des bactéries aux plantes supérieures.

Certaines plantes peuvent concentrer un métal à plus de 1 000 mg d'ion métal par kg de matière sèche. C'est le cas par exemple de *Thlaspi coerulescens* pour Zn, Cd et Cu et *Alyssum* pour Ni.

Ces plantes restent en surface du sol et sont difficiles à faucher. Le tableau 11 présente les espèces végétales résistantes aux métaux, recensées dans la littérature par Ernst (14).

ESPÈCE VÉGÉTALE	MÉTAL RÉSISTANT	RÉFÉRENCE
<i>Agrostis capillaris</i> (= <i>A. tenuis</i>)	Zn Zn Cu Cd, Ni, Cu, Pb, Zn	Dueck et al., 1984 Gartside & McNeilly, 1974 Nichols & McNeilly, 1982 Symenoides et al., 1985
<i>Agrostis stolonifera</i>	Zn, Cu	Wu & Antonovics, 1975
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Zn	Cos & Thurman, 1978
<i>Deschampsia caespitosa</i>	Zn	Godbold et al., 1984
<i>Festuca ovina</i>	Zn Zn Pb	Brown & Brinkman, 1992 Simon & Lefèbvre, 1975 Urquhardt, 1971
<i>Festuca rubra</i>	Cu	Karataglis, 1982
<i>Melandrium rubrum</i> (<i>M. sylvestre</i>)	Cu	Prat, 1934
<i>Silene otites</i>	Cu	Ernst, 1975
<i>Silene vulgaris</i> (= <i>S. cucubalus</i> (= <i>S. inflata</i>))	Zn Cu Cd	Bröker, 1963 Schat & ten Bookum, 1992 Verkleij & Prast, 1989

Tableau 11 - Résistance aux métaux de différentes plantes en Europe, selon différentes expérimentations

L'existence de plantes accumulatrices de métaux est tentante pour envisager une dépollution des sols par ces végétaux. Les biologistes envisagent cette solution, en transférant des gènes résistants pris sur des plantes tolérant les métaux, mais à croissance lente, à des végétaux à forte production. Ceci n'est cependant pas envisageable dans un futur proche.

Avant de discuter des possibilités de dépollution des sols par procédés biologiques, il faut s'interroger sur le devenir final des métaux récupérés. Que faire des plantes polluées ? Il est par conséquent primordial, avant d'envisager cette méthode, de trouver une solution pour le traitement des métaux extraits. Ceci est vrai également pour les métaux récupérés par voie chimique.

② Possibilités d'utilisation - Limites

Les sols faiblement contaminés peuvent être décontaminés par végétaux à forte productivité, de manière à amener les teneurs dans le sol conformes aux standards. Mais cette technique aboutit à une quantité de biomasses faiblement contaminées qui ne doivent pas être mélangées avec du matériau non pollué, pour la consommation humaine ou animale. Cette biomasse polluée peut être réduite par décomposition, en prenant soin de piéger les métaux volatils lors de la décomposition.

Les sols fortement pollués peuvent être dépollués par des plantes résistantes aux métaux, en récoltant la biomasse à la fin de chaque saison de production, puis en extrayant les métaux et en les recyclant.

Ce procédé n'est cependant réalisable qu'à long terme, comme illustré dans les tableaux 12 et 13, soit au bout de centaines ou de milliers d'années.

Le procédé peut être en partie accéléré en contrôlant les facteurs limitant la croissance des végétaux, mais cela peut diminuer la disponibilité des métaux pour les plantes.

3.3.2.2. Dépollution par micro-organismes

Le nettoyage des sols à l'aide de micro-organismes est une technique connue, car elle était utilisée à des fins d'exploitation minière. Divers laboratoires de recherche travaillent sur ces techniques, mais elles ne sont pas opérationnelles à l'heure actuelle pour le traitement in situ de sols pollués par métaux.

Ces techniques étant plus particulièrement testées pour le traitement des eaux polluées par les métaux, elles sont exposées en chapitre 5 de ce rapport.

Hypothèses (1) Le prélèvement des métaux lourds reste constant dans le temps (pas de variation due à la spéciation) (2) La productivité d'une population résistante de <i>Agrostis capillaris</i>, sélectionnée localement, est maintenue constante. La récolte n'influence pas la productivité (3) La couche de sol pollué n'a que 30 cm d'épaisseur ; il n'y a pas perte de métal par ruissellement Données 500 g de matière sèche de végétaux par m² ; 5 t/ha 400 g de matière sèche peuvent être recueillis par an : 4 t/ha Poids spécifique du matériau du site : 1,2 g/cm³ Surface contaminée : 1 ha sur 30 cm de profondeur				
Concentration en métaux (g/kg)	Zn	Cd	Cu	Pb
Résidu	15,000	0,007	2,000	0,300
Standard sol propre aux Pays-Bas	0,2	0,001	0,050	0,050
Herbe	1,185	0,0012	0,042	0,097
Bilan de masse				
Dans 3 600 t résidu (kg métaux)	54 000	25,2	7 200	3 240
Dans 3 600 t sol propre (kg métaux)	720	3,6	180	180
X : à extraire des résidus en kg	53 280	21,6	7 020	3 060
Y : élimination annuelle par moisson (kg : 4 t foin)	4,74	0,0048	0,168	0,388
Période nécessaire pour nettoyage biologique en années - X/Y	11 241	4 500	41 786	7 887

Tableau 12 - Décontamination de résidus stériles d'une fonderie zinc-cadmium (Ernst, 14)

Hypothèses (1) Le prélèvement des métaux par les plantes reste constant (2) La productivité des plantes non résistantes (maïs) n'est pas affectée par les fractions de métaux biodisponibles : 8 t/ha/an (3) La couche de sol pollué est limitée à 50 cm (couche labourée) Il n'y a pas percolation des métaux vers la nappe d'eau souterraine				
Données Productivité : 8 t de biomasses de maïs/ha au-dessus du sol Poids spécifique d'une argile sableuse : 1,2 g/cm³ Surface contaminée : 1 ha sur 50 cm de profondeur				
Concentration en métaux (g/kg)	Zn	Cd	Cu	Pb
Dans le sol	0,700	0,003	0,092	0,150
Standard sol aux Pays-Bas (niveau A)	0,200	0,001	0,050	0,050
Dans les pousses de maïs	0,156	0,0025	0,003	0,0028
Bilan de masse				
Métal dans la couche labourée (6 000 t sol) en kg	4 200	18	558	900
Sol propre (6 000 t)	1 200	6	300	300
X : à éliminer du sol (kg)	3 000	12	258	600
Y : élimination annuelle par récolte de 8 t/ha (kg)	1,248	0,021	0,024	0,024
Période nécessaire pour nettoyage biologique en années - X/Y en années pour obtenir niveau A	2 404	571	10 750	2 679

Tableau 13 - Décontamination de champs agricoles anciennement approvisionnés par des boues d'épuration (Ernst, 14)

4. MÉTHODES D'IMMOBILISATION DE LA POLLUTION DANS LE SOL

4.1. MÉTHODES APPLICABLES IN SITU OU SUR SOL EXCAVÉ

4.1.1. Solidification

① Principe

La solidification consiste à améliorer les caractéristiques physiques d'un sol ou d'un déchet en le transformant en solide, ou à réduire la mobilité d'un polluant dans le sol traité, ou à diminuer la surface à travers laquelle peut se faire le transfert ou la perte de polluant. On aboutit à la production d'un solide monolithique. Il ne se produit pas nécessairement d'interactions chimiques entre sol et agents solidifiants, mais le matériau du sol est lié à la matrice solide, de sorte que la remise en liberté des éléments toxiques lors de l'exposition à l'air ou à l'eau est réduite.

Ceci implique l'addition au sol pollué de liants et autres réactifs, pour lier les éléments polluants. Les systèmes particulièrement efficaces sont :

- système pouzzolane - ciment de Portland,
- chaux - cendres volantes - pouzzolanes,
- micro-encapsulation technique.

Le système pouzzolane - ciment de Portland produit un composé de type béton.

Le système chaux - cendres utilise une silice monocristalline comme cendres et la chaux pour obtenir une légère cimentation.

La micro-encapsulation consiste à mélanger le sol pollué avec de l'asphalte fondu.

On utilise aussi des combinaisons ciment et polystyrène, polyuréthane et ciment, gels polymères et silicates.

② Mise en oeuvre

Cette technique s'applique "on site" sur sols excavés (cas des procédés américains Soliditech Inc. et Hazcon) ou "in situ" (cas des procédés américains Geocon et Seiko).

Pour le traitement du sol in situ, des couronnes de 2 m de diamètre sont utilisées pour forer des trous et injecter simultanément le liant qui se mélange au sol.

Dans le système Geocon/DSM, le système d'injection et de mélange consiste en un jeu de pales coupantes et deux jeux de pales mélangeantes attachées à une tarière verticale. Pour traiter une colonne de sol, la pale est avancée jusqu'à la profondeur maximale à traiter. Le liant est injecté sous forme de coulis et mélangé au sol quand la pale tourne. Les colonnes d'injection sont positionnées de façon à se chevaucher pour que tout le sol soit concerné.

Dans le cas d'une pollution peu profonde et d'un sol perméable, l'agent de solidification peut être appliqué sous forme liquide en surface jusqu'à ce qu'il pénètre dans le sol. Cette méthode est peu utilisée.

Dans le procédé Seiko Inc., on utilise également des tarières pour injecter les agents liants et les mélanger aux sols pollués. Les tarières sont montées sur un engin à chenilles (Fig. 15).

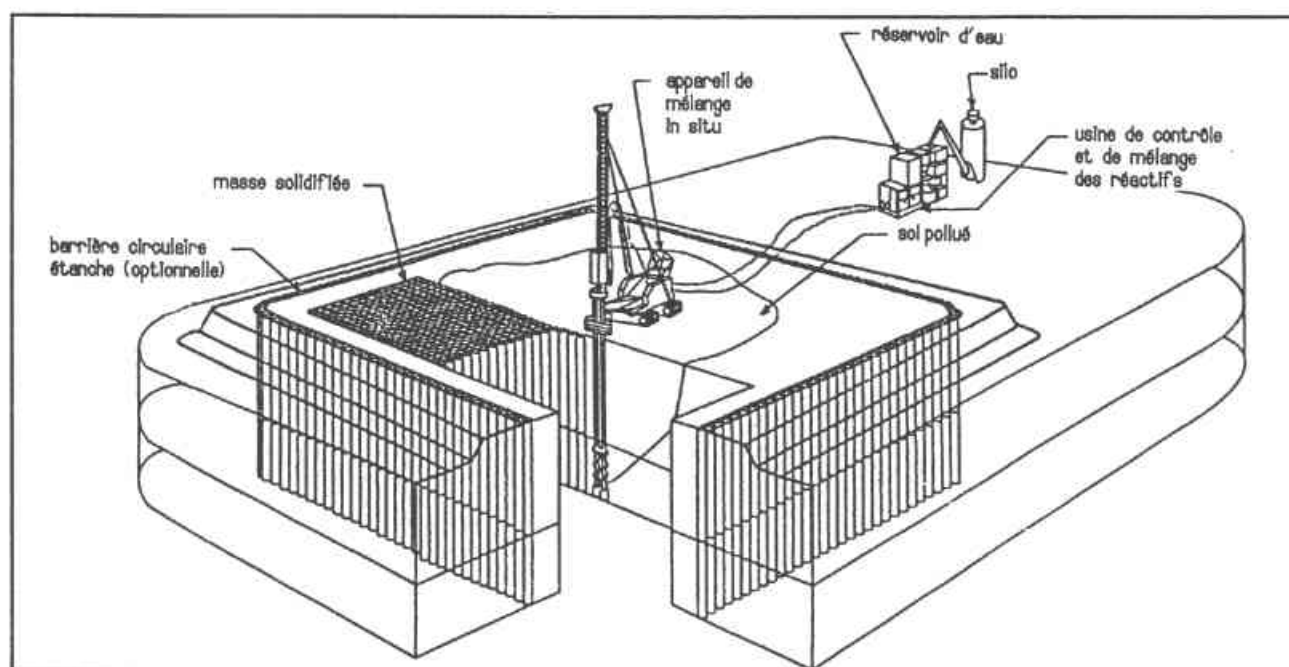


Figure 15 - Schéma du procédé Seiko pour solidification in situ

Dans les procédés de solidification "sur le site", les sols sont excavés et solidifiés en surface.

Dans le procédé Hazcon, un additif spécifique, le chloranan, et de l'eau sont ajoutés au sol et mélangés pendant 2 mn. On ajoute ensuite le ciment que l'on mélange pendant le même temps. Au bout de 12 heures, le matériau traité durcit en une masse ressemblant à un bloc de béton.

Dans la méthode Soliditech, les sols pollués sont excavés, triés et introduits dans un mélangeur (Fig. 16). Le matériau est mélangé à l'eau, un réactif spécifique, Urrichem, des additifs et des pouzzolanes ou du ciment. Après mélange, le sol traité est mis dans des moules et l'on obtient des blocs solides, stables, ressemblant à du béton.

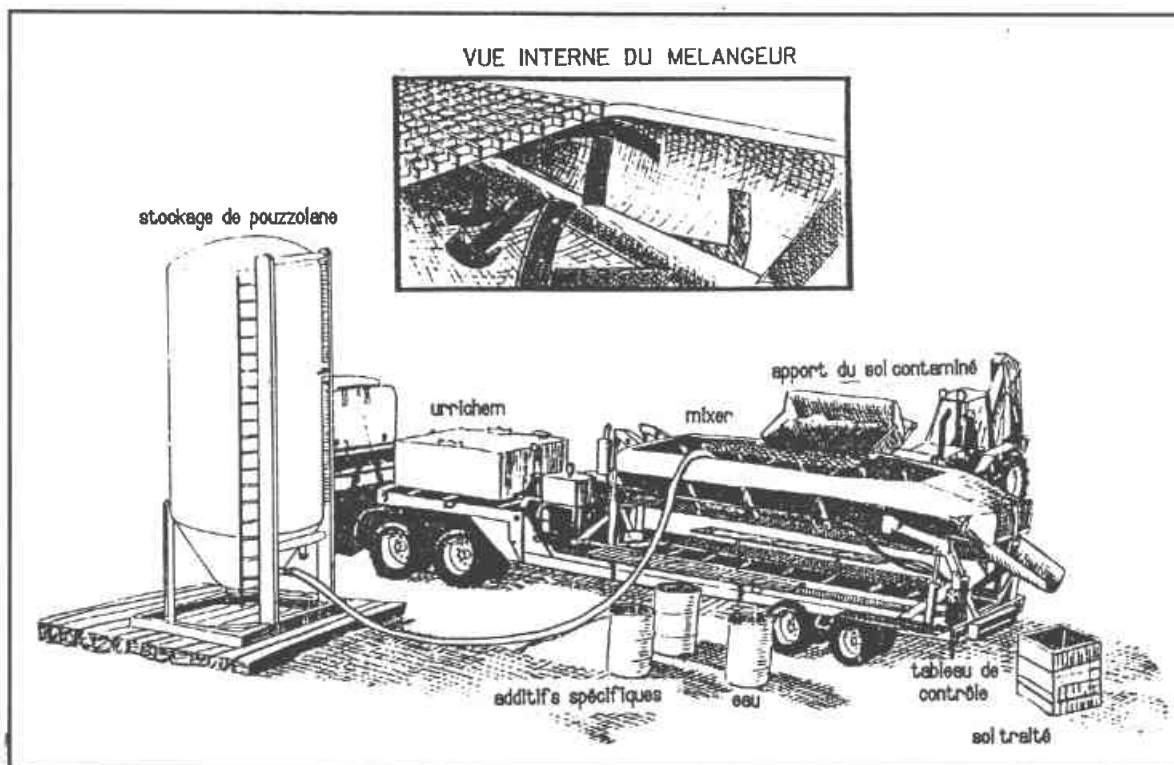


Figure 16 - Procédé Soliditech - Equipement pour traitement par solidification

④ Applicabilité

In situ, la technique peut être appliquée jusqu'à 30 m, mais il est évident que la pénétration de la tarière est plus difficile dans un sol argileux.

Une difficulté de la mise en oeuvre in situ est d'arriver à un mélange complet et uniforme de l'agent de solidification avec le sol. Un bon mélange ou contact avec le sol dépend des paramètres suivants : viscosité de l'agent utilisé, perméabilité et porosité des sols, vitesses de réactions.

Ces procédés sont décrits comme pouvant être appliqués pour les polluants organiques et pour les métaux lourds. L'efficacité du traitement s'exprime en pourcentage de réduction des teneurs en polluants dans les lixiviats générés par des tests standards. Dans certains cas, elle est exprimée par la concentration en produits toxiques dans les sols traités plutôt que dans le lixiviat.

④ Impacts secondaires

La perméabilité de la surface traitée est considérablement réduite, ce qui peut empêcher une réutilisation du sol pour des constructions ou une remise en végétation. Un contrôle du ruissellement peut être nécessaire.

⑤ Avantages et inconvénients

Les avantages sont que les additifs et réactifs sont facilement disponibles et peu coûteux.

Le matériau solidifié résultant ne nécessite pas d'autre traitement. Le lessivage des polluants est considérablement réduit.

L'inconvénient réside dans le fait que le volume du matériau traité peut augmenter après addition des réactifs.

⑥ Références et résultats obtenus

A titre d'exemple de traitement sur site, nous avons l'exemple d'application du procédé Hazcon sur un site contaminé à Douglassville en Pennsylvanie. Le sol contenait des hydrocarbures (250 000 ppm), des métaux lourds dont 22 000 ppm de Pb, et des composés organiques volatils.

Les analyses chimiques effectuées sur sol non traité, sol traité et lixiviats montrent que les métaux sont bien immobilisés (tableaux 14 et 15), ce qui n'est pas le cas des produits organiques. On arrive à réduire les concentrations en métaux dans les lixiviats d'un facteur 100.

Des essais réalisés par le procédé Soliditech à Morganville dans le New Jersey confirment que la solidification immobilise les métaux lourds (99 %).

La stabilité à court terme du sol traité est bonne, mais une dégradation à long terme est possible. Les démonstrations sur site par les méthodes in situ (Geocon ou Seiko) n'en sont encore qu'à leur début et on ne trouve pas encore d'exemple de réhabilitation de sites industriels dans la littérature.

Le procédé Geocon a été testé en Floride et s'est révélé efficace pour la stabilisation des métaux.

⑦ Coût

Pour les sols traités en surface, et pour un volume de 5 000 t de sol, les auteurs estiment le coût du traitement à 900 F/t.

Pour la solidification in situ, les résultats basés sur une opération de 5 jours/semaine et 8 heures/jour indiquent un coût de l'ordre de 650 F/t de sol ou 1 150 F/t, suivant la méthode d'injection choisie. Ces coûts sont estimés en 1988.

Métaux (ppm)	Ech. 1	Ech. 2	Ech. 3	Ech. 4	Ech. 5	Ech. 6
Plomb	3 230	9 250	22 600	13 670	7 930	148 300
Chrome	24	19	31	46	95	730
Nickel	23	6	8	22	46	170
Cadmium	1	2,3	6	4	5,5	3,50
Cuivre	74	35	128	90	440	1 400
Zinc	315	150	655	735	1 600	5 800

Tableau 14 - Concentrations en métaux dans les sols non traités de Douglassville

Echantillons	Plomb	Chrome	Nickel	Cadmium	Cuivre	Zinc
Sol						
1	1,5	< 0,008	0,02	< 0,004	< 0,03	0,07
2	31,8	< 0,008	0,07	0,02	< 0,3	1,1
3	17,9	0,27	0,11	0,13	< 0,03	23,0
4	27,7	< 0,008	0,06	0,03	< 0,08	6,7
5	22,4	< 0,008	0,05	0,01	< 0,03	1,4
6	52,6	< 0,008	0,07	0,04	0,13	4,8
Carottes 7 jours						
1	0,015	< 0,07	< 0,15	< 0,04	< 0,06	< 0,02
2	< 0,002	< 0,07	< 0,15	< 0,04	< 0,06	< 0,02
3	0,07	0,02	< 0,008	< 0,003	< 0,03	0,02
4	0,04	< 0,07	< 0,15	< 0,04	< 0,06	0,04
5	0,01	< 0,07	< 0,15	< 0,04	< 0,06	0,02
6	0,14	< 0,008	< 0,008	< 0,003	< 0,05	0,04
Carottes 28 jours						
1	0,007	< 0,007	0,020	< 0,004	0,023	0,037
2	0,005	0,007	< 0,015	< 0,004	0,010	0,017
3	0,400	< 0,070	< 0,15	< 0,040	< 0,060	0,037
4	0,0050	0,009	0,015	< 0,004	0,080	0,013
5	0,011	< 0,007	< 0,015	< 0,004	0,027	0,030
6	0,051	0,015	0,025	< 0,004	0,055	0,258

Tableau 15 - Concentrations en métaux dans les lixiviats (mg/l)

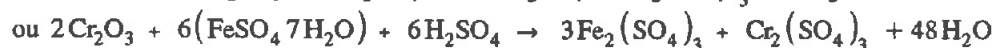
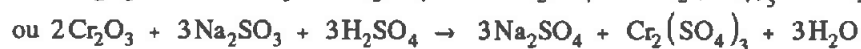
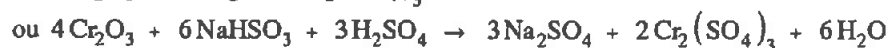
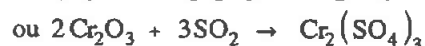
4.2. MÉTHODES APPLICABLES IN SITU

4.2.1. Stabilisation par traitement chimique

Cette technique s'applique au cas particulier du Cr. Le Cr hexavalent étant très toxique, il s'agit de le réduire en Cr trivalent, moins toxique, et qui peut être précipité par les hydroxydes sur une gamme de pH étendue (27).

① Principe

La réduction au stade trivalent peut se faire par l'une des réactions suivantes :



Les quatre premières réactions ont le même coût du point de vue produits chimiques. La réaction au sulfate de Fe coûte le double.

Après réduction, le sulfate chromique est précipité avec une chaux calcique hydratée à pH 4,5 à 5,5.

Le sulfate de fer peut être appliqué directement sur le sol ou par un système d'irrigation. Acidification et chaulage sont des pratique agricoles courantes. Il faut maintenir le pH > 5, dont pratiquer un rechaulage périodique pour immobiliser le Cr dans le sol.

On peut aussi excaver la boue produite, la déshydrater et la mettre en décharge (27).

② Etat de la technique

Cette méthode a été testée en laboratoire pour des conditions de terrain. La réduction in situ de CrVI en CrIII a été réalisée sur un site d'Arizona et aussi au Japon.

③ Avantages et inconvénients

La méthode est facile à appliquer par des techniques agricoles, mais elle peut avoir des impacts sur la structure, la teneur en eau, la densité, la température du sol et, par ailleurs, un rechaulage périodique est nécessaire pour vérifier que le Cr est fixé dans le sol.

4.2.2. Immobilisation par procédé physique

① Principe

Il s'agit d'établir des barrières perméables (par opposition aux barrières étanches utilisées dans le confinement), pouvant retenir le polluant à la limite des sites contaminés en l'adsorbant lorsque l'eau polluée du sol arrive au contact de cette barrière. Les mécanismes impliqués peuvent être la précipitation, l'adsorption, l'échange d'ion, la filtration.

Des matériaux adéquats, peu coûteux, peuvent être utilisés dans ces barrières, charbon actif, minéraux argileux et zéolites pour retenir les métaux. Des combinaisons de matériaux sont nécessaires pour retenir tous les types de polluants.

② Mise en oeuvre

La mise en oeuvre de cette technique nécessite la présence à proximité du site à traiter de matériaux adsorbants tels que charbon, cendres volantes, argiles, zéolites.

Les informations suivantes sont par ailleurs nécessaires :

- extension de la pollution,
- direction et vitesse d'écoulement de la nappe,
- localisation du niveau de la nappe.

A noter toutefois que le niveau potentiel de traitement reste faible et qu'une migration possible des éléments polluants en dehors du site subsiste, si la capacité de rétention n'est pas suffisante.

③ Références

L'exemple le plus intéressant dans ce domaine est le "procédé Revival", mis au point en Belgique, et qui utilise un matériau intitulé béringite.

La béringite consiste principalement en silicates alumineux modifiés. Les alumino-silicates originels, provenant de Beringen en Belgique, consistent en un mélange d'argile avec d'autres minéraux et des sels. Les alumino-silicates ont une grande affinité pour les métaux lourds. Cette capacité est considérablement accrue après un traitement contrôlé.

Le produit résultant de ce traitement est une poudre grise pouvant être utilisée en l'état pour traiter les sols et les déchets (béringite - sol).

Le même produit sous forme de granulés est utilisé pour traiter les eaux (béringite - eau).

Les mécanismes impliqués sont l'échange d'ion et la précipitation chimique. Les métaux pouvant être immobilisés en quantités importantes sont Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb et Zn et, à degré moindre, Ag, As, Hg.

Un exemple est donné par Vangronsveld et al. (33). Le site est situé au nord-est de la Belgique, au voisinage d'une ancienne industrie. La teneur en métaux lourds était telle que la végétation avait complètement disparu. Pendant plus de 40 ans, toute tentative de revégétation s'est avérée vaine. En 1990, le site a été traité par la béringite après que des expériences préliminaires sur site pilote se soient révélées satisfaisantes.

La réhabilitation porte sur une superficie de 3 ha.

1. Composition du sol (teneur totale en métaux lourds)

Zn : 2 850 - 10 450 mg/kg

Cd : 10 - 67 mg/kg

Cu : 408 - 1 650 mg/kg

Pb : 710 - 1 800 mg/kg

2. Traitement

La couche supérieure du sol (0 - 25 cm) était labourée et mélangée avec la béringite et du compost. Puis on a semé une herbe tolérant les métaux.

Quantité de béringite apportée : 120 t/ha

Quantité de compost apportée : 100 t/ha

3. Au bout d'un mois de traitement, on mesure la concentration en métaux dans les plantes :

- sans béringite : Zn : 1 138 mg/kg
Cd : 2,79 mg/kg

- avec béringite : Zn : 143 mg/kg
Cd : 0,32 mg/kg

4. Lixiviation des métaux lourds (solubilité dans une extraction 1/5 d'eau)

- sans béringite : Zn : 58 mg/kg
Cd : 0,37 mg/kg

- avec béringite : Zn : 17 mg/kg
Cd : 0,12 mg/kg

Au bout d'un an, la surface traitée était couverte de végétation et la poussière polluée était fixée.

4.2.3. Consolidation par les végétaux

Si l'utilisation de végétaux pour éliminer totalement les métaux d'un sol pollué reste un objectif non réaliste, ainsi que le démontre Ernst (14), les végétaux peuvent cependant contribuer à immobiliser les polluants.

Ils évitent l'érosion du sol par l'eau et le vent, et le transport des métaux en direction des nappes par percolation de l'eau du sol.

Après évaluation de la concentration en métaux dans le sol, une sélection de plantes résistant aux métaux peut être faite. Il faut toutefois faire remarquer que ces végétaux ne doivent pas être utilisés pour les animaux ou pour des aires de jeux pour enfants. Ces superficies doivent être gardées hors activités humaines.

En Belgique, on a utilisé la mise en végétation en combinaison avec le traitement du sol par la béringite (7, 33). Les végétaux utilisés avec le traitement par béringite étaient *Agrosti capillaris* et *Festuca rubra*, espèces résistantes aux métaux et à la sécheresse.

4.2.4. Vitrifaction

① Principe

La vitrification in situ (Fig. 17) est un procédé thermique qui transforme le sol pollué en un verre inerte chimiquement stable.

4 électrodes sont insérées dans le sol, disposées en carré, et enfoncées à la profondeur à laquelle le sol doit être traité. Etant donné que le sol n'est pas conducteur, après élimination de l'humidité, on place un mélange conducteur de graphite en feuillets et de verre fritté entre les électrodes. Un potentiel appliqué aux électrodes produit un courant électrique dans la couche graphite-verre. La zone concernée est ainsi chauffée à 2000°C, bien au-dessus de la température de fusion des sols.

Au fur et à mesure que la zone vitrifiée grandit, elle incorpore des éléments non volatils, et les organiques sont détruits par pyrolyse. Les gaz et vapeurs produits peuvent être collectés en plaçant un couvercle au-dessus de la zone traitée, pour les recueillir et les traiter.

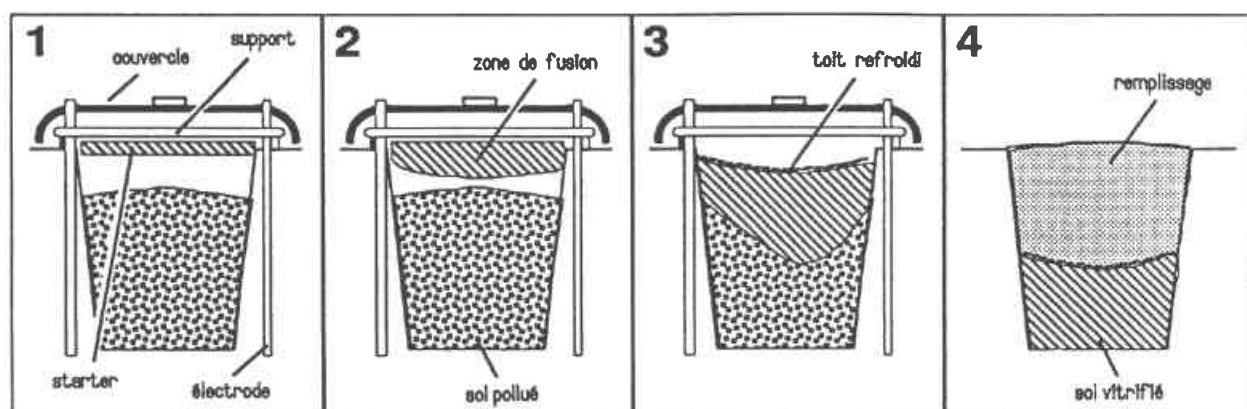


Figure 17 - Séquences de la vitrification in situ

② Applicabilité

Le procédé s'applique théoriquement à une grande variété de sols et de déchets mais, en 1990, on ne relevait que des essais et pas encore d'exemple de dépollution d'un site.

③ Impacts secondaires

La masse vitrifiée est inerte et imperméable, donc ne pourrait être mise en végétation, à moins de ramener une couverture d'un autre sol.

④ Avantages et inconvénients

Cette technique évite l'excavation, la manutention, minimise l'exposition aux polluants, produit des matériaux qui durent longtemps. L'efficacité du traitement est élevée (3 à 5 t/h) et les additifs (verre fritté et graphite) peu coûteux. Les produits sont très peu lixiviables.

Elle présente cependant quelques inconvénients : elle nécessite beaucoup d'énergie et une température jusqu'à 1000°C pour la fusion de la matrice sol. La technique peut obliger les polluants à migrer en dehors de la zone traitée au lieu de les amener en surface pour être collectés.

⑤ Coût

Le coût estimé aux Etats-Unis prend en compte les charges d'équipement du site, les coûts opérationnels, le coût des fournitures, notamment de l'électricité.

Les coûts totaux estimés varient de 780 à 1 700 F/m³.

4.2.5. Confinement

Le confinement d'un site pollué comprend :

- l'entourage du site par des barrières imperméables qui atteignent en profondeur les couches imperméables,
- l'installation de puits de contrôle à l'intérieur et à l'extérieur de ces barrières,
- la mise en place d'une couverture à la surface du dépôt ou du site contaminé.

Ces techniques sont brièvement évoquées ici. Elles ne sont pas spécifiques aux sols pollués par les métaux, puisqu'elles s'appliquent pour tout type de sol pollué et pour les anciens dépôts ou décharges.

De plus, le confinement est un sujet à part entière ; l'objet de cette étude étant les techniques de dépollution, il ne peut être qu'évoqué ici.

Il faut noter cependant :

- que le confinement latéral peut être utilisé dans une première étape pour éviter la propagation de la pollution avant d'appliquer une méthode de dépollution du site pollué,
- que dans certains cas où la zone polluée est trop importante pour qu'une dépollution soit envisagée, il peut être décidé de confiner le site, donc de laisser la pollution en l'état et de réduire l'utilisation du sol en surface.

① Principe

● Barrières verticales

Ces barrières ont pour objectif d'éviter la propagation latérale de pollution en provenance du sol pollué. Il existe une grande variété de barrières imperméables, qui sont mises en place de différentes façons :

- mur mince construit par enfoncement et vibration d'un profil d'acier ; lors du retrait du profil d'acier, l'espace creux est rempli d'un matériau étanche injecté,
- diaphragme imperméable mis en place par excavation du sol avec protection par un coulis de bentonite ou de bentonite-ciment, qui reste dans la fente, ou qui est remplacé par un produit étanchéifiant,
- mur en palplanches : les murs peuvent avoir un revêtement plastique,
- diaphragmes étanches, obtenus par injection de ciment.

Enfin, des combinaisons de palplanches, membranes synthétiques ou autres éléments d'étanchéification sont possibles.

Pour être efficace, le diaphragme doit avoir une faible perméabilité et une épaisseur qui dépend de la charge hydraulique.

● Couverture

Il n'existe pas de règle générale pour la construction de la couverture, mais elle comprend la plupart du temps les éléments suivants :

- une couche supérieure formée d'une couverture végétale qui doit minimiser l'érosion, et une couche de sol de 60 cm minimum avec une pente de 3 %,
- une couche drainante de 30 cm, de perméabilité 10^{-4} m/s, qui minimise l'infiltration dans la couche sous-jacente de faible perméabilité, avec une pente de 3 %.

La couche drainante peut aussi consister en matériaux géosynthétiques de mêmes caractéristiques.

La couche drainante sert également de couche protectrice pour le composant flexible de la couche de faible perméabilité.

- une couche peu perméable à deux composantes empêchant l'infiltration dans les déchets ou le sol pollué. Elle comporte une membrane flexible de 20 mm minimum et 60 cm de sol compacté de perméabilité d'au moins 10^{-9} m/s.

② Possibilités d'application

● Parois latérales

Le type de structure est choisi en fonction de la profondeur, de l'épaisseur nécessaire. Le matériau peut être la bentonite, un agent hydraulique liant, de l'eau, des additifs.

Des tests préalables de la résistance du diaphragme choisi vis-à-vis des éléments toxiques qu'il doit contenir devront être effectués.

Le tableau 16 donne des indications pour aider au choix d'un mur imperméable en fonction de la profondeur, de l'épaisseur et des composés.

Système	Profondeur	Epaisseur (m)	Composés
Sans excavation			
Palplanche	15 - 25 m	0,01 - 0,02 0,05 - 0,20	acier composé étanchéifiant
Diaphragme imperméable	18 - 23 m	> 0,20	composé étanchéifiant
Mur ciment injecté	> 100 m	> 0,8	ciment
Mur gelé	> 100 m	> 0,8 - 1	sol gelé
Avec excavation			
Diaphragme monophasé	40 m	0,4 - 1,5	coulis bentonite-ciment
Diaphragme biphasé	> 50 m	0,4 - 1,5	composé étanchéifiant
Diaphragme combiné	30 m	> 0,6	composé acier synthétique
Mur ciment injecté		ajustable	composé ciment
Combinaison de plusieurs systèmes		ajustable	

Tableau 16 - Choix des barrières imperméables pour le confinement (31)

Ces procédés sont en général utilisés pour confiner des décharges, mais peuvent être appliqués pour isoler un foyer de pollution. Les parois comportant de la bentonite et du ciment doivent être particulièrement aptes à retenir les cations métaux, en raison de la faible perméabilité et du pouvoir adsorbant vis-à-vis des métaux.

● Couverture

La caractéristique principale là aussi est la très faible perméabilité.

Différents critères sont à prendre en compte pour dimensionner chaque couche en fonction de son rôle. La quantité et l'époque des fortes pluies déterminent par exemple la dimension des drains dans la couche drainante.

Les couvertures en sol compacté et couches plastiques (polyéthylène, HDPE) ont des avantages et des inconvénients. Les barrières capillaires peuvent être plus efficaces et plus économiques. La barrière capillaire est formée par la limite entre une couche supérieure à grains fins et une couche inférieure à grains grossiers.

A titre d'exemple, on peut citer les couvertures testées sur le site de Gerolsheim en Allemagne (17). Les différents systèmes de couverture étaient testés sur plusieurs zones. Le système qui combine membrane plastique et couche de sol s'est révélé le plus efficace (21 % des précipitations étaient drainés).

D'autres exemples montrent que l'on combine souvent feuille plastique, sol compacté et sol non cohésif pour réunir les avantages des différents procédés. C'est le cas à Bochum en Allemagne pour confiner un ancien dépôt de déchets toxiques (21) (Fig. 18).

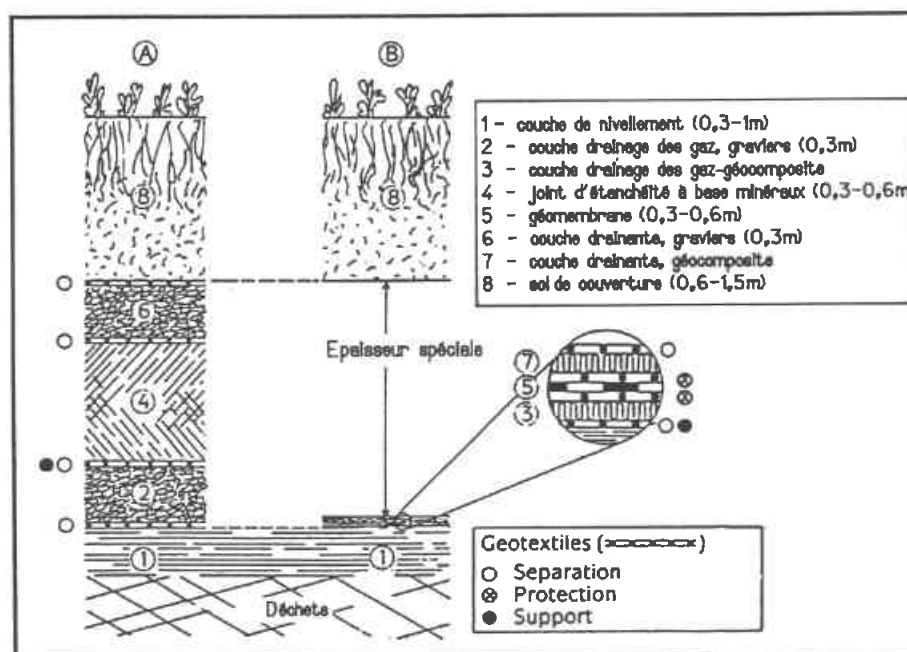


Figure 18 - Type de couverture utilisée à Bochum (Hoekstra et al.)

5. MÉTHODES DE TRAITEMENT DES EAUX POLLUÉES PAR LES MÉTAUX

Le traitement des eaux ou effluents pollués par des métaux est réalisé en surface après pompage ou recueil des eaux polluées, par des procédés physico-chimiques classiques : précipitation dans une première phase, puis floculation ou ultra-filtration, ou échange d'ions sur résines ou sur minéraux pour éliminer les traces. A ces procédés, on ajoutera les procédés biologiques qui ne sont encore, pour la plupart, qu'au stade de recherche ou à la mise en oeuvre sur pilotes.

Les quelques méthodes présentées ici sont des méthodes récemment mises au point.

5.1. PROCÉDÉS PHYSIQUES

5.1.1. Sorption sur résines

La méthode MRM (Metal Removal Media), mise au point par Hamon et al. (18) pour purifier les eaux usées industrielles riches en métaux lourds, est basée sur l'échange d'ions.

Les types de résines les plus utilisées sont les gels ou les résines macroporeuses. La résine utilisée ici est du type pelliculaire. Elle est formée d'une couche de copolymères fixée de façon uniforme sur un support filtrant. La couche de polymères offre une capacité d'échange d'ions importante.

Des essais en laboratoire ont permis de déterminer les capacités d'échange du milieu pour différents types de métaux (tableau 17) en conditions statiques (batch) ou dynamiques (sur colonnes).

Eléments	Capacité statique (meq/g milieu sec)	Capacité dynamique (meq/g milieu sec)
Nickel	1,6	1,1
Cuivre	3,5	3,2
Cadmium	1,3	1,0

Tableau 17 - Mesure des capacités du MRM pour quelques métaux

① Applicabilités

Pour chaque type de produit à traiter, l'efficacité est différente. Elle peut être évaluée à l'aide d'un protocole expérimental établi par Cuno Europe. Le matériel expérimental est contenu dans une mallette expérimentale et permet de choisir un débit, un pH, de filtrer un échantillon d'effluent.

L'efficacité de la rétention est optimisée sur une courbe rétention/pH, spécifique du cas d'application traité ; on peut ainsi optimiser la quantité que l'on peut filtrer. Cette approche est très utile avant tout dimensionnement d'une installation industrielle.

② Résultats

Les essais effectués par la société Cuno Europe sur des eaux usées dont la teneur initiale en Cd était de 2 000 ppm ont permis d'abaisser la concentration à 100 ppm après pré-filtration, et de la ramener à moins de 0,01 ppm après traitement par le MRM.

Les résultats des essais ont été suivis de l'application de la technique à l'échelle industrielle avec l'installation de deux filtres de grande capacité (5 kg de matériau). Après ajustement du pH à 7,8, la concentration finale en Cd reste inférieure à 0,01 ppm.

5.1.2. Sorption sur minéraux

On retiendra plus particulièrement les essais réalisés sur une clinoptilolite d'une part (4), et d'autre part les essais réalisés avec la béringite (Revival Systems).

- Blanchard et al. (4) ont conduit des essais en laboratoire dans une station pilote pour déterminer la sélectivité de la clinoptilolite vis-à-vis des métaux lourds et la possibilité de traiter 500 l/heure d'eaux polluées par les métaux.

Aux Etats-Unis, le Bureau des Mines a traité des effluents miniers par de la clinoptilolite ; les teneurs en Pb passaient de 750 à 12 ppb. Il convient toutefois de noter que l'élimination des métaux est moins aisée en présence d'ions compétitifs tels Ca ou Fe. On procédera alors à un pré-traitement par précipitation avant de faire passer l'eau sur une colonne de zéolite.

La régénération des colonnes de zéolite est opérée avec des solutions NaCl.

- La béringite précédemment définie, utilisée par les chercheurs flamands, est particulièrement efficace pour éliminer Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb et Zn des eaux usées, avec des concentrations comprises entre 1 et 250 mg/l.

La capacité totale de la béringite dépend de la composition de l'eau traitée. La concentration en métal dans la béringite saturée peut atteindre 6 %. L'installation d'un filtre de béringite ne nécessite qu'un faible investissement, il peut être adapté sur des installations existantes.

Les matériaux saturés sont soit mis en décharge, soit régénérés.

Un cas d'application du système Revival à la dépollution d'une eau de nappe est présenté ci-dessous.

Filtration d'une eau souterraine en milieu urbain, polluée par une industrie de galvanisation

. *Composition de l'eau souterraine :*

- pH : 5,7
- Ec : 380 $\mu\text{S/cm}$
- Cd : 3,4 - 5,5 $\mu\text{g/l}$
- Ni : 580 - 1 500 $\mu\text{g/l}$
- Cr : 10 $\mu\text{g/l}$
- Cu : 88 $\mu\text{g/l}$
- Zn : 60 $\mu\text{g/l}$

. *Concentration autorisée dans l'effluent : Cd = 1,5 $\mu\text{g/l}$*

. *Caractéristiques de la filtration :*

- surface de filtre : 6 m^2
- épaisseur du lit filtrant : 1 m
- volume du filtre : 6 m^3
- masse de béringite : 4 500 kg
- taille des particules de béringite : 1 000 - 2 000 μm
- débit : 6 m^3/heure
- filtration par gravité

. *Composition de l'effluent :*

Volume de lits	Cd ($\mu\text{g/l}$)	Ni ($\mu\text{g/l}$)
36	0,2	2
158	0,2	6
487	0,2	51
845	0,4	420
1 205	0,2	850
1 373	0,2	1 000

. *Composition de la béringite saturée : Cd = 10 mg/kg - Ni = 1 200 mg/kg*

Le système a également été appliqué avec succès pour le traitement d'eaux usées de diverses provenances.

- De Boodt (5) propose d'utiliser des alumino-silicates anamorphosés pour la filtration. Le concept "anamorphosé" signifie une amélioration intrinsèque. Dans ce cas, il s'agit du pouvoir sorbant de matières schisteuses qui se trouvent en grandes quantités dans les ter-rils. L'anamorphose s'obtient en précipitant une couche d'hydroxydes d'Al et de Fe sur les alumino-silicates.

Les schistes sont traités à des températures d'environ 500°C et le matériau résultant est conditionné en granulés de différents diamètres pour fabriquer les lits filtrants.

5.2. PROCÉDÉS BIOLOGIQUES

Les rejets d'effluents ne correspondent pas toujours aux normes quand les traitements utilisés sont l'ultra-filtration, l'échange d'ions, ... On fait donc appel aux propriétés de certains micro-organismes à fixer sélectivement et en quantités appréciables des métaux lourds.

Un effort a été fourni ces dernières années par différentes équipes de recherche pour mettre en valeur la capacité de certains micro-organismes à accumuler les métaux lourds et envisager leur application dans l'élimination des métaux contenus dans les effluents.

L'utilisation des micro-organismes offre un potentiel intéressant, qui peut être hautement sélectif, efficace et peu coûteux. Ils peuvent devenir compétitifs avec les résines échangeuses d'ions et les minéraux.

① Principe

Les mécanismes de fixation peuvent être soit actifs, nécessitant une activité métabolique, soit passifs, ne nécessitant pas d'activité métabolique (tableau 18). La biofixation des métaux par biomasses trouve son application industrielle dans l'utilisation de procédés passifs.

Mécanismes de fixation	Bactéries
ACTIF Intracellulaire Transfert à travers la membrane et exclusion d'ions Synthèse de protéines : pseudothionéines	<i>Staphylococcus aureus</i> <i>Escherichia coli</i> <i>Pseudomonas putida</i> , <i>Escherichia coli</i> , <i>Vibrio marin</i>
ACTIF Extracellulaire Précipitation en surface cellulaire avec PO_4^{3-} ou sous forme (CdS) Exopolysaccharides Capsule polysaccharides	<i>Citrobacter sp.</i> <i>Klebsiella aerogenes</i> <i>Zoogloea ramigera</i> , <i>Klebsiella aerogenes</i> , <i>Azotobacter sp.</i> <i>Pseudomonas putida</i> , <i>Arthrobacter viscosus</i>
PASSIF Intracellulaire Adsorption-complexation (diffusion simple)	
PASSIF Extracellulaire Adsorption-complexation	<i>E. coli</i> K12, <i>Bacillus subtilis</i> <i>Micrococcus luteus</i>

Tableau 18 - Mécanismes de fixation des métaux par les bactéries (30)

② Applicabilité

Une grande diversité de biomasses montrent des capacités de fixation importantes : bactéries, algues, levures, champignons. Ces capacités ont été inventoriées par Nakajima et Sakaguchi (28) et sont présentées dans les tableaux 19 à 22.

Variétés	Métal adsorbé (10 ⁻⁴ mol/g)		Métal adsorbé à partir de solutions de mélanges de métaux ^c (10 ⁻⁴ mol/g)									
	U ^a	Co ^b	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	U	Total
<i>Arthrobacter simplex</i> IAM 1660	2.45	1.80	0.0	0.0	0.03	0.16	0.0	0.0	0.90	0.69	1.30	3.08
<i>Bacillus cereus</i> IAM 1656	1.61	0.68	0.01	0.0	0.0	0.16	0.0	0.0	1.23	0.19	0.93	2.52
<i>Bacillus subtilis</i> IAM 1026	3.57	2.55	0.08	0.08	0.08	0.35	0.06	0.10	1.37	0.49	2.00	4.61
<i>Brevibacterium helvolum</i> IAM 1637	0.51	1.26	0.02	0.03	0.04	0.09	0.02	0.0	0.72	0.27	0.33	1.52
<i>Corynebacterium equi</i> IAM 1038	0.71	0.62	0.04	0.04	0.04	0.15	0.02	0.04	1.07	0.24	0.55	2.19
<i>Deinococcus proteolyticus</i> IAM 12 141	1.15	1.48	0.03	0.02	0.04	0.17	0.0	0.05	0.80	0.41	0.74	2.26
<i>Enterobacter aerogenes</i> IAM 1183	1.66	1.15	0.0	0.04	0.0	0.21	0.0	0.03	1.12	0.41	0.99	2.80
<i>Erwinia herbicola</i> IAM 1562	1.30	1.39	0.0	0.0	0.0	0.17	0.0	0.0	1.14	0.32	1.05	2.68
<i>Escherichia coli</i> IAM 1268	1.72	1.05	0.0	0.0	0.0	0.21	0.0	0.0	1.31	0.41	1.34	3.27
<i>Micrococcus luteus</i> IAM 1056	3.14	2.36	0.12	0.11	0.11	0.48	0.09	0.17	1.00	0.90	1.34	4.32
<i>Nocardia erythropolis</i> IAM 1399	0.82	0.58	0.0	0.0	0.0	0.08	0.0	0.0	0.58	0.27	0.50	1.43
<i>Nocardia rugosa</i> KCC A0193	0.41	0.88	0.03	0.05	0.05	0.11	0.03	0.03	0.33	0.19	0.35	1.17
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> IAM 1095	2.80	1.51	0.0	0.0	0.0	0.35	0.0	0.0	1.19	0.35	1.92	3.81
<i>Pseudomonas fluorescens</i> IAM 12022	2.38	1.02	0.01	0.01	0.05	0.15	0.0	0.01	0.99	0.29	1.51	3.02
<i>Pseudomonas radiola</i> IAM 12098	0.60	0.30	0.04	0.02	0.0	0.27	0.01	0.03	0.0	0.18	0.51	1.06
<i>Pseudomonas saccharophila</i> IAM 1504	3.66	1.86	0.0	0.0	0.07	0.27	0.0	0.02	1.09	0.70	2.17	4.32
<i>Pseudomonas stutzeri</i> IAM 12097	3.66	1.82	0.0	0.01	0.0	0.39	0.0	0.04	1.18	0.50	2.29	4.41
<i>Serratia marcescens</i> IAM 1022	1.58	0.94	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.54	0.13	1.01	1.68
<i>Thiobacillus novellus</i> IFO 12443	2.01	1.51	0.0	0.0	0.0	0.28	0.0	0.0	0.0	0.33	1.34	1.95
<i>Zoogloea ramigera</i> IAM 12 136	3.02	2.33	0.0	0.0	0.03	0.15	0.0	0.0	0.95	0.40	1.83	3.33

^a Les cellules pré-cultivées (0,5 mg poids sec) étaient mises en suspension dans 10 ml de solution (pH 4,6) contenant de l'uranium (4 x 10⁻⁵ M) seulement.

^b Les cellules pré-cultivées (1,5 mg poids sec) étaient mises en suspension dans 10 ml de solution (pH 6,5) contenant du cobalt (4 x 10⁻⁵ M) seulement.

^c Les cellules pré-cultivées (1,5 mg poids sec) étaient mises en suspension dans 10 ml de solution d'un mélange (pH 4,6) contenant 4 x 10⁻⁵ M de Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Hg, Pb et U.

Chaque suspension était agitée pendant une heure à 30°C.

Tableau 19 - Adsorption sélective des métaux lourds par les bactéries

Variétés	Métal adsorbé (10 ⁻⁴ mol/g)		Métal adsorbé à partir de solutions de mélanges de métaux ^c (10 ⁻⁴ mol/g)									
	U ^a	Co ^b	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pd	U	Total
<i>Candida utilis</i> AHU 3210	0.38	0.88	0.0	0.0	0.0	0.20	0.0	0.0	0.74	0.29	0.77	2.00
<i>Cryptococcus albidus</i> AHU 3812	1.36	1.01	0.0	0.0	0.0	0.14	0.0	0.0	0.73	0.17	0.91	1.95
<i>Debaryomyces hansenii</i> AHU 3759	0.90	0.57	0.0	0.03	0.02	0.08	0.01	0.02	0.52	0.28	0.52	1.48
<i>Endomycopsis fibuligera</i> AHU 4113	0.83	0.76	0.09	0.09	0.09	0.09	0.12	0.08	0.17	0.39	0.55	1.67
<i>Hansenula anomala</i> AHU 3702	0.59	0.52	0.0	0.04	0.04	0.09	0.04	0.03	0.79	0.29	0.58	1.90
<i>Kluyveromyces marxianus</i> IAM 4985	0.14	0.90	0.0	0.0	0.0	0.04	0.0	0.0	0.85	0.20	0.26	1.35
<i>Pichia farinosa</i> IAM 12223	0.24	0.45	0.0	0.0	0.0	0.05	0.0	0.0	0.77	0.26	0.39	1.47
<i>Saccharomyces cerevisiae</i> AHU 3818	0.49	0.99	0.0	0.0	0.0	0.15	0.0	0.0	1.11	0.62	0.94	2.82
<i>Spolobolomyces salmonicolor</i> AHU 4072	0.42	0.62	0.0	0.0	0.0	0.08	0.0	0.0	1.22	0.30	0.36	1.96
<i>Torulopsis aerea</i> AHU 3398	0.80	0.50	0.0	0.0	0.04	0.0	0.0	0.0	0.34	0.23	0.36	0.97

^{a-c} Idem tableau 19

Tableau 20 - Adsorption sélective des métaux lourds par les levures

Variétés	Métal adsorbé (10 ⁻⁴ mol/g)		Métal adsorbé à partir de solutions de mélanges de métaux ^c (10 ⁻⁴ mol/g)									
	U ^a	Co ^b	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	U	Total
<i>Aspergillus niger</i> AHU 7296	1.22	0.40	0.0	0.0	0.0	0.12	0.0	0.0	0.39	0.24	1.09	1.84
<i>Aspergillus oryzae</i> AHU 7216	2.22	1.02	0.0	0.0	0.0	0.18	0.0	0.0	0.81	0.48	1.69	3.16
<i>Chaetomium globosum</i> AHU 9270	0.78	0.81	0.02	0.03	0.03	0.15	0.0	0.02	0.57	0.25	0.63	1.70
<i>Fusarium oxysporum</i> IAM 5009	0.98	0.76	0.05	0.06	0.06	0.17	0.02	0.06	0.78	0.51	1.01	2.72
<i>Giberella fujikuroi</i> AHU 9078	0.66	0.45	0.0	0.0	0.0	0.07	0.0	0.0	0.52	0.18	0.50	1.27
<i>Mucor hiemalis</i> IAM 6088	2.98	0.88	0.0	0.0	0.0	0.29	0.0	0.0	0.57	0.45	1.83	3.14
<i>Neurospora sitophila</i> AHU 9213	3.81	0.63	0.0	0.0	0.0	0.22	0.0	0.0	0.19	0.34	1.64	2.39
<i>Penicillium chrysogenum</i> IAM 7106	3.04	0.99	0.0	0.0	0.0	0.35	0.0	0.0	0.18	0.53	1.63	2.69
<i>Penicillium lilacinum</i> AHU 8357	3.36	0.50	0.0	0.0	0.0	0.11	0.0	0.0	0.57	0.18	0.83	1.69
<i>Rhizopus arrhizus</i> AHU 6573	1.43	0.51	0.09	0.07	0.06	0.24	0.05	0.08	0.0	0.47	0.52	1.58
<i>Rhizopus oryzae</i> AHU 6591	1.43	0.74	0.0	0.0	0.0	0.13	0.0	0.0	0.42	0.11	0.94	1.60

a-c Idem tableau 19

Tableau 21 - Adsorption sélective des métaux lourds par les champignons

Variétés	Métal adsorbé (10 ⁻⁴ mol/g)		Métal adsorbé à partir de solutions de mélanges de métaux ^c (10 ⁻⁴ mol/g)										
	U ^a	Co ^b	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb	U	Total	
<i>Actinomyces flavoviridis</i> HUT 6147	3.28	1.69	0.13	0.12	0.14	0.52	0.0	0.15	0.92	0.85	2.09	4.92	
<i>Micromonospora chalcea</i> KCC A0124	2.22	1.53	0.09	0.10	0.11	0.37	0.07	0.14	0.0	0.58	1.30	2.76	
<i>Streptomyces albus</i> HUT 6047	3.67	1.85	0.17	0.17	0.18	0.53	0.18	0.27	1.07	1.09	2.17	5.83	
<i>Streptomyces cineroruber</i> HUT 6142	1.94	1.77	0.14	0.11	0.14	0.54	0.0	0.17	0.77	0.70	1.49	4.06	
<i>Streptomyces echinatus</i> HUT 6090	3.43	1.85	0.14	0.13	0.15	0.58	0.11	0.22	0.78	0.65	1.61	4.37	
<i>Streptomyces fradiae</i> HUT 6054	2.27	1.32	0.0	0.0	0.05	0.22	0.0	0.0	0.87	0.30	1.21	2.65	
<i>Streptomyces griseoflavus</i> HUT 6153	1.40	1.81	0.10	0.09	0.13	0.48	0.05	0.18	1.00	0.55	1.26	3.84	
<i>Streptomyces griseolus</i> HUT 6099	2.55	1.29	0.0	0.0	0.04	0.29	0.0	0.07	0.75	0.43	1.54	3.12	
<i>Streptomyces hiroshimaensis</i> HUT 6033	0.83	1.17	0.09	0.10	0.14	0.46	0.06	0.18	0.08	0.46	0.96	2.53	
<i>Streptomyces levoris</i> HUT 6156	2.40	1.55	0.08	0.08	0.10	0.45	0.07	0.14	0.89	0.69	1.67	4.17	
<i>Streptomyces lilacinofulvus</i> HUT 6210	0.73	1.17	0.01	0.0	0.06	0.32	0.0	0.06	0.98	0.28	0.90	2.61	
<i>Streptomyces obiraceus</i> HUT 6061	3.17	1.72	0.19	0.16	0.18	0.64	0.15	0.25	1.29	0.86	1.66	5.38	
<i>Streptomyces scabies</i> HUT 6027	3.02	1.49	0.0	0.02	0.0	0.34	0.0	0.06	1.19	0.62	1.93	4.16	
<i>Streptomyces viridochromogenes</i> HUT 6031	3.04	1.83	0.14	0.13	0.16	0.53	0.14	0.21	1.07	0.96	1.61	4.95	

a-c Idem tableau 19

Tableau 22 - Adsorption sélective des métaux par les Actinomycètes

③ Références

- Nakajima et Sakaguchi (28) ont étudié l'adsorption de l'uranium sur *Streptomyces albus* ; ces cellules immobilisées adsorbent l'uranium de manière sélective. Pratiquement tout l'uranium adsorbé était désorbé avec NaCO₃ 0,1 M. Les résultats ont montré que les cellules sont plus stables après immobilisation et peuvent être utilisées de façon répétée pour le processus adsorption-désorption.

- D'autres études en laboratoire ont été conduites, notamment à l'Ecole des Mines d'Alès.

G. Sautel (30) montre que le Cd s'adsorbe sur la paroi de la souche de *Pseudomonas putida* avec un rendement de 90-97 %, d'où une dépollution efficace possible d'effluents métallifères. Les meilleurs rendements de fixation sont obtenus à pH 7 et à 30°C.

Il existe des procédés de traitement d'effluents métallifères basés sur l'utilisation de granules formés à partir de biomasses mortes activées séchées, séparés en grains de taille dérivée. Ces granules sont très performants pour les systèmes de réacteurs à lits fluidisés ou de colonnes à lits immobilisés (30).

- D'autres essais en laboratoire ont permis d'étudier l'adsorption d'uranium sur des champignons filamenteux *Mucor miehei* et *P. chrysogenum*, et ont abouti à l'application de ce procédé dans une unité pilote à l'échelle semi-industrielle (16).

Cette technique a été exploitée en vue du traitement d'une eau d'exhaure minière sur le site des Bondons (Florac, Lozère).

Après établissement d'un état consécutif à l'optimisation des conditions de contact, l'efficacité de fixation et de dépollution se maintient durablement au-delà de 90 %. La technique de désorption des biomasses saturées est également simple et peut être réalisée avec l'hydrogénocarbonate de sodium.

- A ces procédés, on peut rattacher le procédé Algasorb, qui est commercialisé aux Etats-Unis par Bio-Recovery System Inc. à Las Cruces, et qui a été testé sur un site pollué par du mercure en Californie (11).

Ce procédé est basé sur l'affinité des parois d'algues pour les métaux lourds. Le milieu adsorbant est constitué de cellules d'algues immobilisées dans un polymère de gel de silice. Cette immobilisation a 2 buts : d'une part protéger les cellules d'algues de la décomposition par les autres micro-organismes, d'autre part produire un matériau dur pouvant être introduit dans des colonnes de chromatographie qui, sous pression, présentent de bonnes caractéristiques d'écoulement.

Le système fonctionne comme une résine d'échange d'ions pour fixer les ions métaux ainsi que les oxo-anions métalliques (tels SeO_4^-). Ce système, comme les résines échangeuses d'ions, peut être recyclé. Par contre, contrairement aux échangeurs d'ions habituels, les ions tels que Ca, Mg, Na n'interfèrent pas de façon significative avec la rétention des métaux lourds sur la matrice algue-silice.

Quand le matériau sorbant est saturé, les métaux sont retirés des algues à l'aide d'acides, bases ou autres réactifs. On aboutit à un faible volume de solution très concentrée en métaux et qui doit être traitée.

La figure 19 montre un prototype portable d'appareil, formé par deux colonnes opérant en série. Chaque colonne contient 7 litres d'Algasorb. L'unité peut traiter 0,22 m³/h. Des systèmes ont été construits pour traiter 22 m³/h.

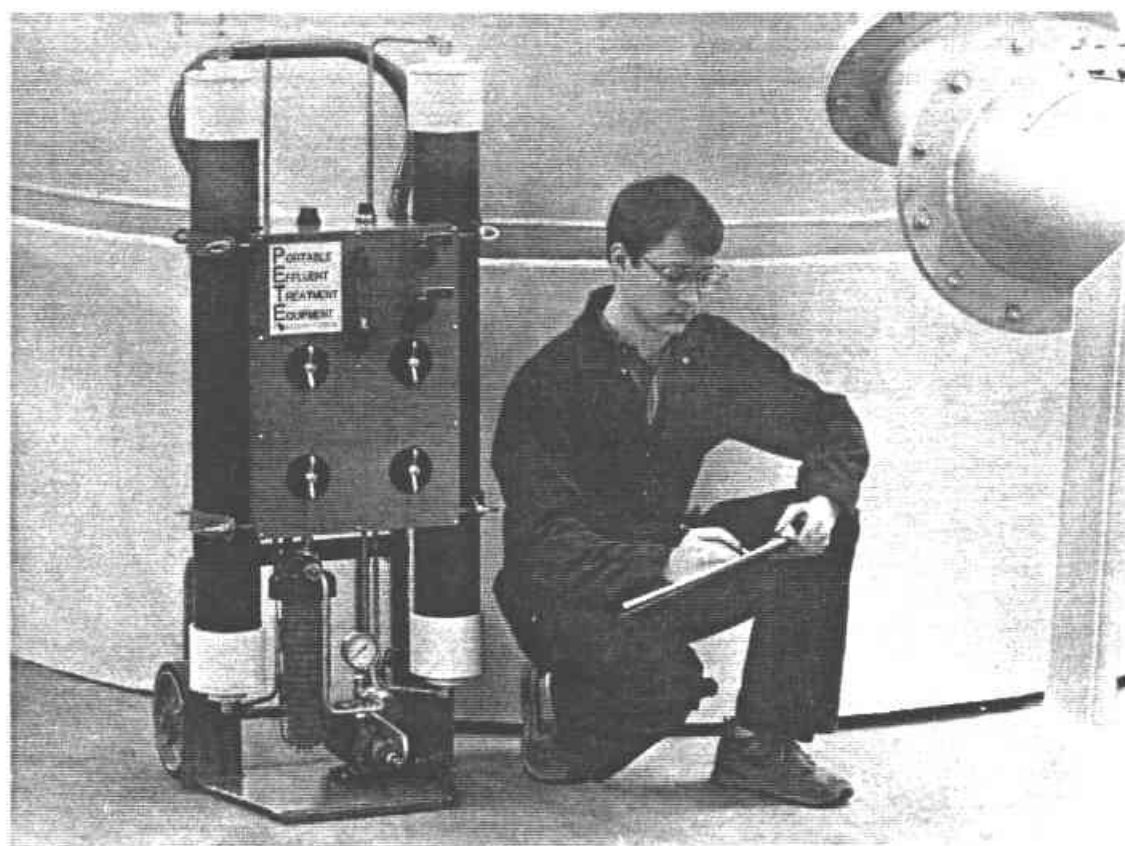


Figure 19 - Prototype d'appareil Algasorb

6. CONCLUSION

Le traitement d'un sol pollué par des métaux peut être appréhendé par deux types de méthodes : soit en immobilisant les polluants et en les maintenant en place, soit en les extrayant du sol pollué. La mise en oeuvre de l'un ou l'autre type de méthodes ne résulte pas forcément d'un choix. Elle dépendra du type de pollution, pollution accidentelle ou pollution ancienne et progressive, du contexte géographique, hydrogéologique, économique. Ces méthodes peuvent aussi, dans certains cas, être complémentaires et employées successivement, confinement puis dépollution.

Dans le cas d'une pollution accidentelle présentant des risques importants pour la ressource en eau, les méthodes de confinement sont les premières méthodes préconisées. Cependant, les pollutions par métaux sont en général des pollutions anciennes qui se mettent en place sur un temps assez long, et qui peuvent être bien délimitées. Le facteur rapidité d'intervention n'est pas primordial.

Dans ce cas, le critère majeur est l'importance de la pollution, volume, étendue, concentration en éléments toxiques. Si la pollution est très importante et que le coût du traitement pour ramener la concentration en métaux dans le sol aux valeurs indicatives recommandées, est prohibitif, il sera judicieux d'opter pour une technique de solidification, vitrification ou d'immobilisation par des minéraux type béringite.

Dans le cas d'un site plus faiblement contaminé dont on envisage une réutilisation, la méthode recommandée est le lessivage avec extraction, qui peut être réalisé in situ ou sur sol excavé, selon le contexte.

La méthode électro-cinétique est une méthode intéressante à réserver à des surfaces limitées et à des sites peu contaminés.

Quant aux procédés biologiques, ils peuvent être actuellement envisagés pour éliminer des traces de métaux dans les effluents ayant subi préalablement un traitement par une méthode physico-chimique classique.

Pour le traitement des eaux polluées par métaux, la filtration sur minéraux type zéolite ou béringite est également performante.

7. BIBLIOGRAPHIE

- (1) Anonyme, 1990 - Method Mosmans as a way of purificating polluted soil. Contaminated Soil 90, vol. II, Arendt Hinsenveld, Eds.
- (2) Balthaus H. - Erfahrungen bei der Sanierung eines Gaswerkgeländes durch in situ Bodenwäsche. Communication personnelle.
- (3) Barrès M., Carly R., Lallemant-Barrès A., 1984 - Etude documentaire sur la pollution des nappes polluées par les hydrocarbures. Rapport BRGM 84 SGN 198 EAU, pour le Ministère de l'Environnement.
- (4) Blanchard G., Mannaye M., Martin G., 1984 - Removal of heavy metals from waters by means of natural zeolites. Water Res., vol. 18, n° 12.
- (5) De Boodt M., 1989 - Alumino-silicates anamorphosés comme sorbants de métaux lourds. Rijkuniversiteit Gent, août 1989.
- (6) Brierley J.A., Brierley C.L., Goyack G.M., 1986 - AMT-BIOCLAIM : a new wastewater treatment and metal recovery technology. Fundamental and Applied Biohydrometallurgy. Proc. 6th Intern. Symp. Biohydrometal., Canada, 1985. Richard W.L., Richard M.R.B., Haus G.E., Eds.
- (7) Clijsters H., Vangronsveld J., 1992 - Reclamation of contaminated soils by in situ immobilization of heavy metals. FTO/PF/CLIH/P/92/M3/001.
- (8) Dauerman L., Windgasse G., 1990 - Microwave treatment of hazardous wastes. TIZ International Powder Mag., vol. 114, n° 7/8.
- (9) Eikmann Th., Kloke A., 1991 - Nutzungs und Schutzbezogene Orientierungs-Daten für (Schad) Stoffe in Boden. In Das Verbandes Deutscher Landwirtschaftlichen Untersuchungs und Forschungsaustalten (VDLUFA), Heft 1/1911.
- (10) EPA, 1990 - Handbook on in situ treatment of hazardous waste contaminated soils. EPA/540/2-90/002.
- (11) EPA, 1990 - Solidification/Stabilization process. Applications Analysis Report. EPA/540/A5/89005.
- (12) EPA, 1990 - International waste technologies/Geo-Con in situ stabilization/solidification. Applications Analysis Report. EPA/540/A5/89004.
- (13) EPA, 1991 - The Superfund innovative technology. Evaluation program: Technology profiles, 4th edition. EPA/540/5-91/008.

- (14) Ernst W.H.O., 1992 - Decontamination or consolidation of metal-contaminated soils by biological means. Workshop sur la pollution par les métaux lourds dans les pays d'Europe Centrale, Tchécoslovaquie, octobre 1992.
- (15) Groffman A., Peterson S., Brookins D., 1992 - Removing lead from wastewater using zeolite. Water Environment and Technology, May 1992.
- (16) Guibal E., Roussy J., Roulph Ch., Le Cloirec R., 1992 - Application semi-industrielle de la biofixation d'ions métalliques. Cas de l'uranium sur champignons filamenteux. T.S.M., L'Eau, octobre 1992.
- (17) Günther K., 1988 - Surface coverings for tips and contaminated sites. Contaminated Soil 88, vol. 1. Kluwer Academic Publishers.
- (18) Hamon M.C., Thomas-Bouil M., 1990 - Rétention de métaux lourds. Un procédé écologique. L'Eau, l'Industrie, les Nuisances, n° 140.
- (19) Hampel H.J., Fitzpatrick V.F., 1988 - In situ vitrification. An innovative melting technology for the remediation of contaminated soil. Contaminated Soil 88. Kluwer Academic Publishers.
- (20) Heimhard H.J., 1988 - High-pressure soil washing. Process for cleaning polluted soil in Berlin. Contaminated Soil 88, vol. 1. Wolf/Van den Brink, Eds.
- (21) Hoekstra S.E., Beine R.A., 1990 - Encapsulation of a contaminated soil area by means of geosynthetics. Contaminated Soil 90, vol. 2. Kluwer Academic Publishers.
- (22) Kakizaki S., 1985 - Soil contamination countermeasures in Tokyo. Bur. Env. Prot. Tokyo Metr. Government, septembre 1985.
- (23) Lageman R., Pool W., Seffinga G.A., 1990 - Electro-reclamation: State of the Art and future development. Contaminated Soil 90, vol. II. Arendt Hinsenveld, Eds.
- (24) Lallemant-Barrès A., Bonin H., 1989 - Dépollution des sols et des nappes pollués par des composés organiques. Rapport BRGM 89 SGN 590 EEE pour le Ministère de l'Environnement.
- (25) Leppert D., 1990 - Heavy metal sorption with clinoptilolite zeolite alternatives for treating contaminated soil and water. Mining Engineering, vol. 42, n° 6.
- (26) Moen J.E.T., Cornet J.P., Evers C.W.A., 1985 - Soil protection and remedial actions: criteria for decision making and standardisation of requirements. 1st Int. Conf. on Contaminated Soil, 11-15 novembre 1985, Utrecht. Assink et Van den Brink, Eds.
- (27) Montclair Environmental Management Team, 1990 - Management plan for chromium-contaminated soil. Int. J. Environ. Studies, vol. 35.

- (28) Nakajima A., Sakaguchi T., 1986 - Selective accumulation of heavy metals by microorganisms. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 24, p. 59-64.
- (29) Ponthieu E., 1992 - Chassez le zinc, la plaine reverdit. *Libération*, 12 octobre 1992.
- (30) Sautel G., 1991 - Biofixation du cadmium par la bactérie *Pseudomonas putida*. Centre de l'Environnement industriel, Ecole des Mines d'Alès. Thèse de l'Université de Provence Aix-Marseille I.
- (31) Stroh D., Poweleit A., 1990 - The cutoff wall technique. Development and State of the Art. *Contaminated Soil 90*, vol. 2. Kluwer Academic Publishers.
- (32) Urlings L.G.C.M., 1990 - In situ cadmium removal. Full-scale remedial action of contaminated soil. *Intern. Symp. on Haz. Waste Treatment : treatment of contaminated soils*, Cincinnati, Ohio, 5-8 février 1990.
- (33) Vangronsveld J., Cammaer C., Van Assche F., Clijsters H., 1991 - Reclamation of a "desert like" site in the northeast of Belgium: evolution of the metal pollution and experiments in situ. *Heavy metals in the environment*, vol. 1. Farmer Ed. CEP Consultants, Edinburgh, p. 58-61.
- (34) Verhagen E.J.H., 1988 - Review of thermal and extraction soil treatment plants in the Netherlands. *Contaminated Soil 88*, vol. 1. Wolf/Van den Brink, Eds.
- (35) Ziegler M., Balhaus H., 1990 - Decontamination of a former gasworks site with an in situ high pressure soil washing technique. *Contaminated Soil 90*, vol. 2.
- (36) Wirth M., Haink C., 1988 - Remedying polluted soil by thermal treatment system Deutag/Von Roll. *Contaminated Soil 88*, vol. 1. Kluwer Academic Publishers.